

Sozialräumliche Verteilung von verkehrsbedingtem Lärm und Luftschadstoffen am Beispiel von Berlin

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades
Doktoringenieur (Dr.-Ing.)

vorgelegt an der Fakultät Verkehrswissenschaften „Friedrich List“
der Technischen Universität Dresden

von

Dipl.-Ing. M.Sc. Thilo Becker

Tag der Einreichung: 15.05.2015

Tag der Verteidigung: 08.01.2016

Erstgutachter: Prof. Dr.-Ing. Udo J. Becker

Zweitgutachter: Prof. Dr.-Ing. Christian Holz-Rau

Danksagung

Mit Fertigstellung der vorliegenden Dissertation geht ein sehr arbeitsintensiver aber auch höchst abwechslungsreicher Lebensabschnitt zu Ende. Dabei schaue ich mit großer Dankbarkeit auf die vielfache Begleitung während dieser Arbeit zurück: Betreuer und Kollegen, Verwandte und Freunde, Bekannte und Fremde in Dresden und der Welt haben motivierend, berichtigend, inspirierend, eingrenzend, fördernd, verzichtend, aufmunternd und verstehend ihren Einfluss hinterlassen. Nicht nur allen nachfolgend Genannten möchte ich ausdrücklich und keineswegs abschließend ganz herzlich danken.

Mein besonderer Dank gilt meinem wissenschaftlichen Betreuer Prof. Udo Becker für die kontinuierliche Förderung und Unterstützung in den letzten Jahren. Neben den fachlichen Diskussionen rund um das Thema der Dissertation habe ich insbesondere die mir eingeräumten Freiheiten, die weit über das übliche Maß hinausgingen, zu schätzen gelernt. Ebenfalls danke ich Prof. Christian Holz-Rau für die Hinweise in der Schlussphase der Promotion und die Bereitschaft, das Zweitgutachten zu übernehmen.

Eine entscheidende Rolle für die Motivation und das Gelingen der Dissertation hat das Kollegium des Lehrstuhls für Verkehrsökologie und unseres Graduiertenkollegs „DIKE - Kostenwahrheit im Verkehr“ gespielt. Besonders danken möchte ich meinen Kolleginnen und Wegbegleiterinnen Julia Gerlach und Angela Francke für die wertvollen Ideen und Erkenntnisse aus lebhaften Diskussionen, die konstruktive Kritik und die vielfältigen fachlichen Anregungen. Wichtige Unterstützung habe ich auch von Studierenden erhalten - sowohl von studentischen Hilfskräften als auch von zahlreichen Diplomanden. Gerade Susan Hübner hat über Jahre hinweg substantielle Beiträge geleistet.

Den hilfsbereiten Mitarbeitern der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt in Berlin, im Besonderen Dr. Heinz-Josef Klimeczek, danke ich für die Einbindung in das Forschungsprojekt „Umweltgerechtigkeit in Berlin“, die Bereitstellung vielfältiger Daten und die wertvollen Hinweise aus der Praxis.

Meiner Familie und Freunden danke ich für das gründliche Korrekturlesen sowie die langjährige Geduld und das Verständnis. Danke für die Unterstützung, die ihr mir zu jeder Zeit gegeben habt!

Diese Dissertation wurde durch Stipendien der folgenden drei Institutionen und Programme finanziell gefördert und damit auch ermöglicht:

- Promotionsstipendium des Studienwerks der Heinrich-Böll-Stiftung
- Promotionsstipendium der Dr. Joachim und Hanna Schmidt Stiftung für Umwelt und Verkehr
- Promotionsstipendium des Erasmus Mundus MULTIC Programms

Zusammenfassung

Hintergrund und Zielstellung

Verkehr verursacht, neben seinem großen Nutzen, auch negative Effekte auf die Gesellschaft. Dazu zählen Stau, Unfälle und Umweltbelastungen. Aus Perspektive der sozialen Gerechtigkeit stellt sich die Frage, ob das Niveau der Umweltbelastung, dem Bevölkerungsgruppen ausgesetzt sind, ungleich verteilt ist. Bisher wurde dieser Frage in Deutschland primär aus Perspektive der Gesundheitswissenschaften nachgegangen. Dabei wurden Personen in eher kleinen Stichproben zu ihrer sozio-ökonomischen Situation befragt und die individuelle Belastung durch Schadstoffe an ihrem Wohnort ermittelt. Auf diese Weise konnten bei Luftschadstoffen und Lärm überdurchschnittliche Belastungen von Menschen mit niedrigem sozio-ökonomischen Status nachgewiesen werden. Flächendeckend vorliegende Umweltdaten und Statistiken zu der gesamten Bevölkerung eines großen Untersuchungsgebietes wurden dabei allerdings kaum einbezogen.

Deshalb wird in der vorliegenden Dissertation untersucht, wie die Belastung durch verkehrsbedingte Lärm- und Luftschadstoffbelastungen zwischen sozio-ökonomischen Gruppen der Bevölkerung verteilt ist. Dabei werden neben der absoluten Belastung auch die gesundheitlichen Auswirkungen berücksichtigt. Im gewählten Untersuchungsgebiet Berlin werden dafür geeignete räumlich-statistische Bezugseinheiten verwendet, um kleinräumige Belastungsunterschiede flächendeckend zu berücksichtigen (Abbildung 1). Die normative Bewertung, nach welchen Kriterien Ungleichverteilungen aus gesellschaftlicher und wissenschaftlicher Sicht als „ungerecht“ einzustufen sind, wird bei der deskriptiven Analyse nicht dargestellt.

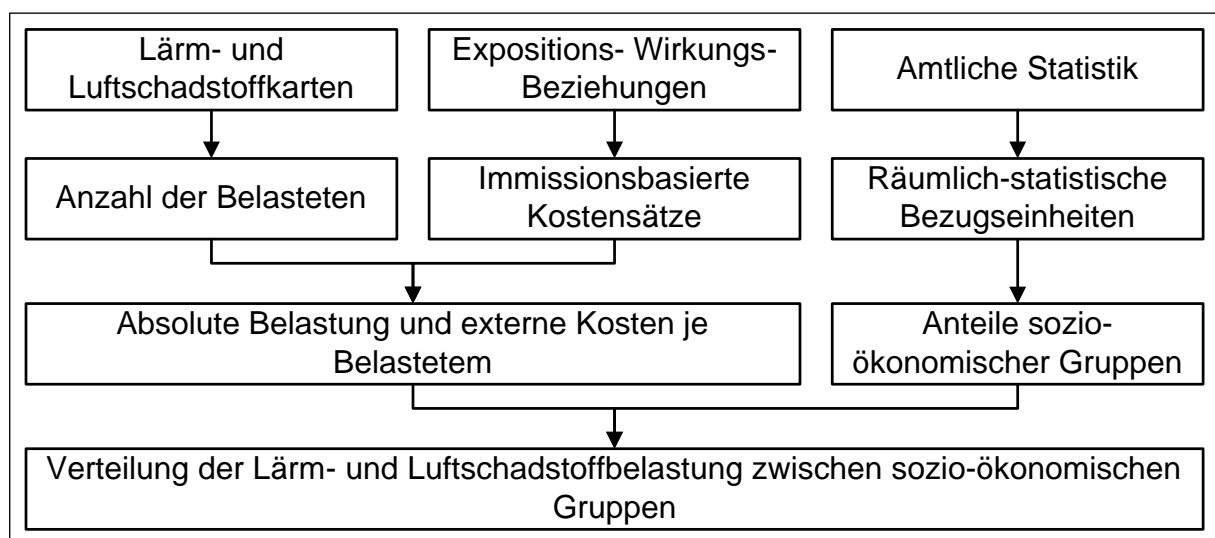


Abbildung 1: Darstellung des Analyseansatzes

Bewertung der Umwelteffekte

Für die Analyse der sozialräumlichen Verteilung von Lärm und Luftschadstoffen ist es sinnvoll, einfach handhabbare Indikatoren zu entwickeln, mit denen die absolute Umweltbelastung zum einen räumlich und zum anderen für sozio-ökonomische Gruppen aggregierbar ist. Dafür werden, entsprechend dem Konzept der externen Kosten, Kostensätze entwickelt. Somit kann zusätzlich zur Analyse der sozialräumlichen Verteilung auch die ökonomische Tragweite der Umweltbelastungen verdeutlicht werden.

Mit den externen Kosten werden die Umwelteffekte bewertet, die von den Verkehrsteilnehmern bei ihrer Entscheidung über konkrete Fahrten nicht berücksichtigt werden. Stattdessen sind von den Effekten unbeteiligte Dritte betroffen. Bei Straßen-, Schienen- und Fluglärm werden die Gesundheitswirkungen Bluthochdruck, Herz-Kreislauf-Erkrankungen einschließlich Herzinfarkt sowie Belästigungen betrachtet. Bei den Luftschadstoffen wird eine Methode entwickelt, mit der, basierend auf der Luftschadstoffkonzentration in der Außenluft, die durch Stickoxid und Feinstaub verursachten Atemwegs- und Herz-Kreislauf-Erkrankungen betrachtet werden.

Grundlage der Bewertung sind jeweils Expositions-Wirkungs-Beziehungen aus der Literatur, die die Risikoerhöhung durch die Umweltwirkungen beschreiben. Außerdem fließen die Behandlungskosten der Krankheiten, die Kosten verlorener Erwerbstätigkeit und die Kosten verlorener Lebensjahre in die Bestimmung der Kostensätze ein. Die Kostensätze je Belastetem und Jahr variieren nach Expositionsniveau.

Methodisches Vorgehen

Nach der Entwicklung von immissionsbasierten Kostensätzen werden jedem gemeldeten Bewohner in Berlin möglichst exakt die Lärm- und Luftschadstoffbelastung am Wohnstandort sowie sozio-ökonomische Daten zugeordnet. Alle Daten liegen in amtlichen Quellen vor, sind aber bisher nicht zusammengeführt worden.

1. Für *Lärm* wird die Strategische Lärmkarte verwendet, die in Berlin für alle Wohngebäude die modellierte Lärmbelastung mit dem Lärmpegel L_{DEN} für Straßen-, Schienen-, Flug- und Gesamtlärm enthält. Die Beschränkung auf Hauptverkehrsstraßen als Lärmquelle führt zu Ungenauigkeiten beim dominierenden Straßenlärm. Viele Bewohner, die im Bereich des Straßennebennetzes leben, sind modellbedingt nur sehr niedrigen Lärmpegeln ausgesetzt. Hier ist von einer Unterschätzung der Belastetenzahlen auszugehen. Um diesem methodischen Effekt Rechnung zu tragen, erfolgt eine Quantifizierung der Unterschätzung anhand der detaillierteren Dresdner Strategischen Lärmkarte und einer exemplarischen Vollkartierung eines Stadtteils mit dem Gesamtnetz als Lärmquelle. Darauf aufbauend wird für Berlin eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt, bei der Mindestbelastungen durch Straßenlärm in der gesamten Stadt angenommen werden.

2. Bei *Luftschadstoffen* liegen modellierte Immissionen von Stickstoffdioxid und Feinstaub in Form einer Rasterkarte für die städtische Hintergrundbelastung und als Netzkarte für die Zusatzbelastung durch Verkehr entlang des Hauptstraßennetzes vor. Im Rahmen der Datenaufbereitung wird Straßenabschnitten die jeweilige Belastung zugeordnet.
3. Zur Beschreibung der *sozio-ökonomischen Zusammensetzung der Bevölkerung* liegen auf der Ebene von Straßenabschnitten Quoten der SGB-II-Empfänger („Hartz IV“-Sozialleistungen) und der Einwohner mit Migrationshintergrund (Ausländer und deren Nachkommen) in der amtlichen Statistik vor. In diesen Straßenabschnitten leben durchschnittlich 120 Einwohner.

Der zentrale Schritt der Datenaufbereitung ist die Zusammenführung der Umwelt- und Sozialdaten auf der Ebene der Straßenabschnitte. Anhand der Anzahl der Luftschadstoff- und Lärmbelasteten und mit Hilfe der Kostensätze werden die externen Kosten berechnet.

Ergebnisse

Wird zunächst die Umweltbelastung betrachtet, zeigt sich die ungleichmäßige Verteilung. So sind knapp 30 % der Bevölkerung nach der Strategischen Lärmkarte mit dem Lärmpegel $L_{DEN} > 55$ dB belastet. Geringe Bevölkerungsanteile sind auch sehr hohen Belastungen ausgesetzt. Wird die Anzahl der Belasteten mit den Kostensätzen der externen Kosten multipliziert, entspricht diese Lärmbelastung knapp 130 Mio. Euro pro Jahr. Den größten Anteil verursacht Straßenlärm, gefolgt von Fluglärm. Entsprechend hoch sind die Belastungen durch Verkehrslärm im Bereich des Flughafens Berlin-Tegel (TXL) sowie am äußeren Rand und innerhalb der Berliner Ringbahn.

Durch Luftschadstoffe sind alle Menschen in Berlin belastet, allerdings in unterschiedlichem Ausmaß. Belastungen oberhalb gesetzlicher Schwellenwerte sind in Bezug auf Feinstaub rund 142.000 Menschen und in Bezug auf Stickoxide rund 81.000 Menschen ausgesetzt. Dies entspricht externen Kosten für die Gesellschaft in Höhe von 1,9 Mrd. Euro pro Jahr. Während im Stadtzentrum die Belastung am höchsten ist, fällt sie zum Stadtrand hin tendenziell ab.

Werden die externen Kosten durch Luftschadstoffe betrachtet, sind Straßenabschnitte mit hoher Migrationsquote um Faktor 2,8 stärker belastet als Straßenabschnitte mit niedriger Migrationsquote. Es tritt eine mittlere Korrelation zwischen hoher Migrationsquote und hoher Belastung auf. Bei Straßenlärm liegt der Faktor zwischen niedriger und hoher Migrationsquote bei 3,4 (Faktor 1,9 bei SGB-II-Quote). Es besteht bei Lärm eine geringe Korrelation zwischen Migrationsquote und Belastung.

Die Strategische Lärmkarte für Straßenlärm beinhaltet nur die Belastung entlang des Hauptstraßennetzes. Die Quantifizierung der Unterschätzung zeigt, dass die Anzahl der Lärmbelasteten mit $L_{DEN} > 55$ dB etwa 52 % höher ist als in der Berliner Strategischen

Lärmkarte angegeben. Die stärksten Unterschätzungen treten im Intervall $55 \leq L_{\text{DEN}} \leq 65$ dB auf. Werden in der Sensitivitätsanalyse Straßenlärmbelastungen für alle Gebäude in Berlin angenommen, bleibt der Belastungsunterschied zwischen hohen und niedrigen Migrations- und SGB-II-Quoten bestehen.

Über die Status-quo-Analyse hinaus ermöglichen die Daten einzelne Auswertungen zu Entwicklungen im Zeitverlauf. Werden die Strategischen Lärmkarten 2007 und 2012 miteinander verglichen, können, vorbehaltlich methodischer Einschränkungen, Minderungen bei der Lärmbelastung festgestellt werden. So fanden beispielsweise die Maßnahmen der Lärmaktionsplanung verstärkt in Straßenabschnitten mit hohen Migrations- und SGB-II-Quoten statt. Allerdings kann ein Effekt der Maßnahmen auf die Verteilung der Lärmbelastung nach Migrations- und SGB-II-Quoten nicht festgestellt werden.

Das größte Potential zur Lärminderung in Berlin hat die Verlegung des Flugverkehrs von TXL zum Flughafen Berlin Brandenburg (BER). Während dann die Zahl der Belasteten in Berlin sehr stark sinken wird, wird sie im Land Brandenburg nur leicht ansteigen. Insgesamt wird die Summe aller Fluglärmbelasteten $L_{\text{DEN}} > 55$ dB von 256.000 auf 38.000 sinken. Bedingt durch die strukturell unterschiedliche Dichte und Zusammensetzung der Bevölkerung im Umfeld vom Flughafen BER werden nach Inbetriebnahme von BER fast nur Gebiete mit momentan niedrigen Migrations- und SGB-II-Quoten belastet sein.

Schlussfolgerungen sowie weiterer Forschungsbedarf

Die dargestellte Ungleichverteilung der Lärm- und Luftschadstoffbelastung markiert vermutlich eher die Untergrenze der realen Situation, da unter anderem die soziale Verteilung innerhalb von Gebäudekomplexen, z. B. bei der Hinterhausstruktur, unberücksichtigt bleibt. Außerdem gibt es Hinweise, dass weitere Benachteiligungen wie schlechte Erreichbarkeit oder bioklimatische Belastungen die Ungleichverteilung zusätzlich verstärken.

Anhand der Methodik und der vorliegenden Daten kann nicht analysiert werden, durch welche Ursachen sich die heutige Struktur herausgebildet hat. Aus Untersuchungen zu externen Kosten ist bekannt, dass in Wohnungen mit höherer Lärmbelastung nur geringere Mieten gefordert werden. Diese geringeren Mieten können für Menschen mit niedrigem Einkommensniveau anziehend sein. Damit würde es auch bei einer Minderung der Umweltbelastung weiterhin Ungleichverteilungen geben. Diese Ungleichverteilung sollte ein Anlass sein, die gesundheitsrelevanten Lärm- und Luftschadstoffbelastungen wie folgt zu mindern:

1. Eine Zunahme der Umweltbelastung von sozio-ökonomisch benachteiligten Bevölkerungsgruppen sollte vermieden werden. Als Bewertungsgrundlage kann die durchgeführte flächendeckende Analyse dienen.

2. Das bereits bestehende Belastungsniveau sollte insgesamt gesenkt werden. Nur so erhalten mehr Menschen die Chance, in einer ihrer Gesundheit förderlichen Umgebung zu leben.
3. Die sozial benachteiligten Bevölkerungsgruppen sollten bei der Maßnahmenpriorisierung als zusätzlicher Faktor berücksichtigt werden.

Notwendig für eine Fortschreibung des Analyseansatzes und die Übertragung auf andere Untersuchungsgebiete ist die Datenverfügbarkeit. Einerseits müssen Daten zur sozio-ökonomischen Struktur auf der Ebene von möglichst kleinräumigen Bezugseinheiten vorliegen. Andererseits müssen die Umweltdaten flächendeckend die reale Belastung widerspiegeln und von der Datenstruktur her für eine Weiterverarbeitung geeignet sein.

Raum für weitere Forschungen bietet die Bewertung der sozio-ökonomischen Daten hinsichtlich ihrer Eignung bei Analysen der sozialräumlichen Verteilung. Neben der Forschung nach Gründen der Ungleichverteilung sollte auch die Rolle der Verursacher und eine mögliche Bilanz zwischen Verursachern und Belasteten betrachtet werden. Methodisch kann dazu u. a. die fortschreitende Verbreitung von Smartphones beitragen, mit denen zukünftig Umweltbelastungen und die Aktivitäten der Menschen in großem Stil gemessen werden können. Dies könnte helfen, bei Lärm- und Luftschadstoffen die teilweise nicht der realen Belastungssituation entsprechenden Daten zu verbessern. Langfristig könnte es damit leichter werden, die Infrastruktur und die Rahmenbedingungen, wie z. B. die Kosten im Verkehr, so zu gestalten, dass die Umweltbelastungen der Menschen sinken.

Verkehrslärm, Luftschadstoffe, Umweltgerechtigkeit, Externe Kosten, Nachhaltige Verkehrsentwicklung, Verteilung

Abstract

Background and objectives

Besides their big benefits, transport activities also cause negative effects for the society including traffic congestion, accidents and environmental pollution. From the perspective of social justice the question arises whether the level of environmental impacts is unequally distributed between different groups of the population. In Germany this question is primarily answered by health science literature. In relatively small samples people were asked about their socio-economic situation and the level of exposure of pollutants was determined at their places of residence. In doing so, it was possible to prove that people of a lower socio-economic status suffer from levels of air pollution and noise above average. However, extensive environmental data and statistics concerning the whole population of a wider study area were hardly involved.

Hence, the present dissertation examines how the burden of traffic related noise and air pollution is distributed between socio-economic groups. In addition to the absolute exposure, health impacts are taken into account. Spatial statistical reference units within the selected research area of Berlin are used in order to consider even small and local differences (figure 2). However, this descriptive analysis does not involve the normative assessment of whether an unequal distribution should be classified as “unfair” from the perspective of society and science.

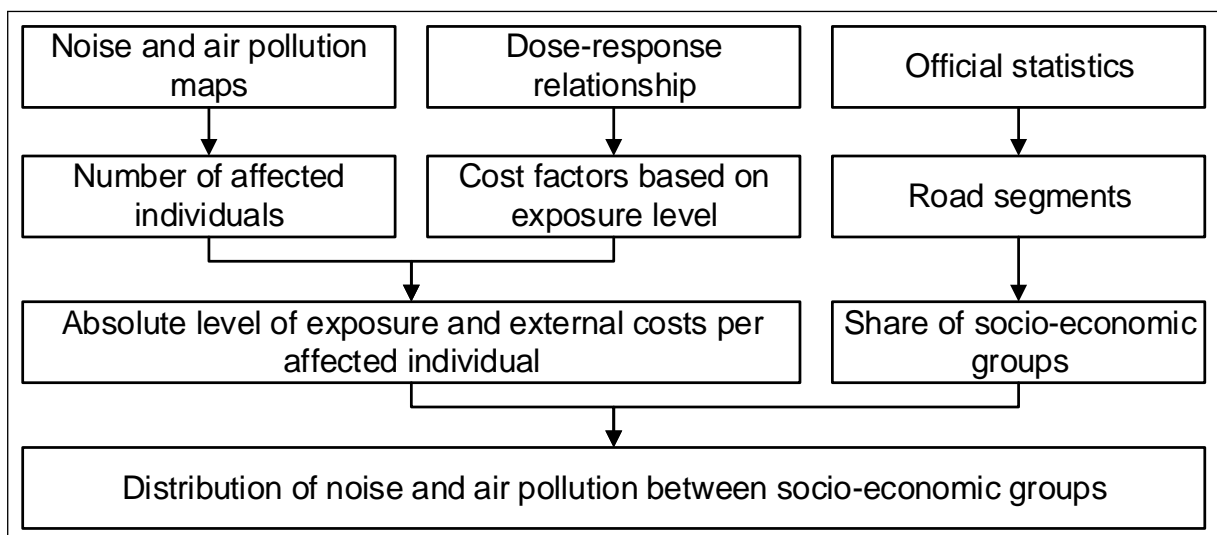


Figure 2: Methodology of the analysis

Valuation of environmental effects

For the analysis of the socio-spatial distribution of noise and air pollutants, reasonable and easily manageable indicators are necessary in order to aggregate the absolute environmental levels of exposure spatially as well as for socio-economic groups. For this purpose, cost factors are developed according to the concept of external costs. Additionally to the analysis of the socio-spatial distribution, this procedure allows the depiction of the economic consequences of environmental impacts.

External costs value the environmental impacts which are not included in the decision making process of users for their trips. Instead, originally uninvolvement third parties are affected by those impacts. Regarding road traffic, railway as well as aircraft noise the relevant health effects are high blood pressure and cardiovascular diseases including infarction and nuisances. Concerning air pollution a method is developed which allows the valuation of respiratory and cardiovascular diseases caused by nitrogen oxide and particulate matter based on the concentration of air pollutants in the outside air.

The relation between the dose and its response, which describe the risk increase of environmental effects, are taken from the literature and form the basis of the valuation. The treatment costs of diseases, the costs of employment losses as well as the costs of life years lost are additionally included in the cost factors. The cost factors per person and year vary according to the level of exposition.

Methodology

After the development of exposure based cost factors every registered resident of Berlin is matched as precisely as possible with the noise and air exposure at the place of residence as well as with socio-economic data. All data is taken from official sources, but have not been merged together before.

1. *Noise* exposure is stated in the strategic noise map, which includes the modelled noise level of all residential buildings in Berlin differentiated by L_{DEN} for road, railway, aircraft as well as total noise. Limiting the sources of noise to the main roads results in inaccuracies in regards to the dominating road traffic noise. A lot of inhabitants which live along secondary roads are therefore only exposed to very low noise levels depending on the underlying model. Hence, the underestimation of the number of exposed people is expected. In order to deal with this methodological issue, the underestimation is quantified by the detailed strategic noise map of Dresden and an exemplary complete mapping of one district which considers the whole road network as a noise source. Based on this, a sensitivity analysis for Berlin is implemented, which assumes a minimum exposure to road traffic noise throughout the whole city.

2. Data on *air pollutants* exists as modelled exposure to nitrogen oxide and particulate matter. It is available as a raster map of the urban background exposure as well as a network map of the additional traffic-related exposure along the arterial roads. During the data preparation road segments are matched with the specific exposure.
3. Within the official statistics two indicators describing the *socio-economic composition* of the population are available on the level of road segments. The first one is the proportion of people receiving social welfare benefits (SGB-II) and the second one is the proportion of people with migration background. On average 120 inhabitants live in one of those road segments.

The preparation of the data focuses on merging the environmental and social data on the level of road segments. The external costs are calculated using the number of people exposed to traffic related noise and air pollutants as well as the cost factors.

Results

When initially concentrating on the environmental pollution, an unequal distribution appears. According to the strategic noise map about 30 % of the population is exposed to noise levels $L_{DEN} > 55$ dB. A small proportion suffers from high exposures. Multiplying the number of those people with the corresponding cost factors, the total noise exposure results in about 130 million Euro per year. Road traffic noise causes the biggest share of cost followed by aircraft noise. Correspondingly the highest noise pollution occurs in the area of the airport Berlin-Tegel (TXL) and in a wide corridor along the Berlin circular railway called “Ringbahn”.

All inhabitants of Berlin suffer from air pollution, albeit to different degrees. In regards to particulate matter about 142,000 people and respectively 81,000 people regarding nitrogen oxide are exposed to levels above the legal threshold values. The costs for society arising hereby accumulate to 1.9 billion Euro per year. While finding the highest levels of exposure close to the city center, the pressure falls with distance to the center.

Examining the external costs of air pollution, road segments with a higher proportion of people with migration background are by the factor of 2.8 considerably more affected than road segments with a lower rate of migration. A medium correlation occurs between the rate of migration and a high exposure. Concerning road traffic noise the factor between low and high rates of migration background is 3.4 (factor 1.9 for the rate of social welfare benefits respectively). There is a low correlation between the rate of migration and the level of exposure.

The strategic noise map for road traffic noise includes only the exposure along the main roads. The quantification of the underestimation shows that the number of people exposed to noise above $L_{DEN} > 55$ dB is about 52 % higher than reported in the strategic

noise map of Berlin. The highest underestimations occur within the range of $55 \leq L_{\text{DEN}} \leq 65$ dB. The different level of exposure between high and low rates of migration background and of social welfare recipients remains when assuming road traffic noise exposure for all buildings in Berlin within the sensitivity analysis.

Beyond the status quo analysis, the data allows an evaluation over time. Comparing the strategic noise maps from 2007 and 2012, reductions in the noise exposure can be determined subject to methodological limitations. Measures of the noise action planning for instance were intensively implemented in road segments with higher shares of people with migration background as well as recipients of social welfare. However, an effect of these measures on the distribution of noise exposure according to migration and social welfare rates cannot be proven.

The highest potential for noise reductions lies in the relocation of air traffic from TXL to the airport Berlin Brandenburg (BER). While strongly reducing the number of exposed people in Berlin, the number of exposed people in the state of Brandenburg will only rise to a small extent. Overall the number of people suffering from aircraft noise with $L_{\text{DEN}} > 55$ dB will drop from 256,000 to 38,000. Because of the structurally diverging density and composition of the population surrounding the airport BER, almost only areas with currently low migration and social welfare rates will be exposed after the beginning of operation at the airport.

Conclusions and further research

The presented unequal distribution of noise and air pollution is likely to mark the lower threshold of the real situation. A reason is among other aspects the social distribution within a complex of buildings where for example the structure of rear buildings is ignored. Furthermore, there is evidence that further discrimination such as poor accessibility or bioclimatic impacts additionally reinforces the unequal distribution.

By means of the methodological approach and the available data, it is not possible to analyze the initial causes of the current structure. Research concerning external costs reveals that rents are lower for apartments with higher noise exposure. Lower rents in turn are likely to attract people with low incomes. For this reason, even when reducing the environmental pollution, the unequal distribution would persist. Hence, the unequal distribution gives cause to reduce the exposure to noise and air pollutants as follows:

1. The increase of environmental pollution for people who belong to a socially disadvantaged population group should be prevented. The conducted comprehensive analysis can be used as a basis of assessment.
2. The current level of exposure must be reduced in absolute terms. Only in doing so, more people get the chance to live in an environment which benefits their health.

3. When prioritizing measures the socially disadvantaged population groups should be considered among other factors.

Improving the methodological approach and the transfer to other study areas requires the availability of data. On the one hand, data about the socio-economic structure for small reference units needs to be existent. On the other hand, the environmental data needs to mirror the real levels of exposure and its structure must be suitable for further processing.

The evaluation of socio-economic data gives room for further research with regard to its suitability for analyzing distributions within the social context. Besides trying to find the causes of the unequal distribution, the role of the polluters as well as the possibility to create a balance between the polluters and the exposed individuals should be considered. From a methodological perspective for instance the increasing use of smartphones can contribute to the measurement of environmental exposures and human activities on a larger scale. This could improve the data quality of noise and air pollutants, which currently only partly meets the real levels of exposure. In the long term it could be easier to shape infrastructures and general conditions such as the costs of transport in a way that the environmental impacts of people is reduced.

Noise, Air pollution, Environmental justice, External costs, Sustainable transport development, Distribution

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	i
Abbildungsverzeichnis	vii
Tabellenverzeichnis	xi
Abkürzungsverzeichnis	xiii
1 Einleitung	1
1.1 Hintergrund und Problemstellung	1
1.2 Fragestellung	3
1.3 Gliederung der Arbeit	4
2 Forschungs- und Kenntnisstand in der Umweltgerechtigkeitsforschung	7
2.1 Definition und Dimension von Umweltgerechtigkeit	7
2.2 Sozialräumliche Verteilung bei Lärm und Luftschadstoffen	11
2.2.1 Überblick und Abgrenzung	11
2.2.2 Nachgewiesene Zusammenhänge	11
2.2.3 Sozio-ökonomische Datengrundlagen	15
2.2.4 Umweltindikatoren	16
2.3 Ableitung des Forschungsbedarfs	17
2.4 Zusammenfassung des Forschungs- und Kenntnisstandes	18
3 Bewertung der externen Effekte Lärm und Luftschadstoffe	21
3.1 Externe Effekte des Verkehrs	22
3.1.1 Einführung	22
3.1.2 Definition externer Effekte und externer Kosten	22
3.1.3 Verkehrslärm	24
3.1.3.1 Physikalische und technische Grundlagen	24
3.1.3.2 Wirkungen von Lärm	26
3.1.4 Luftschadstoffe	28
3.1.4.1 Arten und Quellen wichtiger verkehrlicher Luftschadstoffe	29
3.1.4.2 Wirkungen von Luftschadstoffen	34
3.2 Bewertung externer Effekte	38
3.2.1 Methodischer Ansatz zur Schätzung von Umweltschadenskosten . .	38

3.2.2	Notwendigkeit und Grenzen der monetären Bewertung	39
3.2.3	Bewertung von Gesundheitswirkungen	40
3.2.3.1	Einführung	40
3.2.3.2	Epidemiologische Grundlagen	41
3.2.3.3	Exposition-Wirkung-Beziehung und populationsattributables Risiko	43
3.2.3.4	Bewertung des Verlustes menschlicher Lebenszeit	44
3.2.3.5	Direkte Krankheitskosten - Ressourcenkosten	47
3.2.3.6	Indirekte Krankheitskosten	50
3.3	Methodik der Bewertung externer Luftschadstoff- und Lärmkosten	51
3.3.1	Bewertung von Verkehrslärm	51
3.3.1.1	Datengrundlage zur Ermittlung der Belastetenzahl	51
3.3.1.2	Abgrenzung nach Tageszeit, Lärmquelle und Mehrfachbe- lastung	52
3.3.1.3	Besonderheiten bei historischen Vergleichen	54
3.3.1.4	Expositions-Wirkungs-Relationen bei Gesundheitswirkun- gen	56
3.3.1.5	Belästigungswirkung	58
3.3.2	Bewertung von Luftschadstoffen	59
3.3.2.1	Datengrundlage zur Ermittlung der Belastetenzahl	59
3.3.2.2	Gesundheitswirkungen	61
3.4	Ergebnisse der Bewertungsverfahren	63
3.4.1	Verkehrslärm	64
3.4.1.1	Externe Gesundheitskosten	64
3.4.1.2	Externe Belästigungskosten	65
3.4.1.3	Summe aller externen Lärmkosten	66
3.4.2	Luftschadstoffe - externe Gesundheitskosten	68
3.5	Zusammenfassung des angewandten Bewertungsverfahrens	69
4	Methodik der sozialräumlichen Verteilungsanalyse	73
4.1	Analysevarianten und Abgrenzung der Analyseansätze	74
4.1.1	Bevölkerungsdaten am Wohnstandort	74
4.1.2	Externe Kosten	75
4.1.3	Mittelung der Belastung über die Fläche	76
4.1.4	Aufenthaltssorte außerhalb der Wohnstandorte	77
4.1.5	Gewählter Analyseansatz und -abgrenzung	78
4.2	Datengrundlage und Aufbereitung der Daten für die Analysen	79
4.2.1	Sozio-ökonomische Struktur der Bevölkerung	80

4.2.1.1	Lebensweltlich orientierte Räume (LOR)	81
4.2.1.2	Straßenabschnitte im Regionalen Bezugssystem	83
4.2.1.3	Datenschutzaspekte und Genauigkeit	84
4.2.1.4	Berücksichtigung der Herkunftsländer bei Menschen mit Migrationshintergrund	85
4.2.1.5	Aussagekraft der verfügbaren sozio-ökonomischen Daten .	86
4.2.2	Verkehrslärm	88
4.2.2.1	Strategische Lärmkarte	88
4.2.2.2	Berechnung der externen Kosten von Verkehrslärm	91
4.2.2.3	Zuordnung von Verkehrslärm zu sozialräumlichen Bezugs- einheiten	91
4.2.3	Luftschadstoffe	92
4.2.3.1	Immissionsdaten und deren räumliche Aufbereitung	92
4.2.3.2	Berechnung der externen Kosten von Luftschadstoffen . .	93
4.2.3.3	Aggregation der Daten auf der Planungsraumebene	94
4.3	Theoretische Grundlagen zur Datenanalyse	95
4.3.1	Korrelationsanalyse	95
4.3.2	Regressionsanalyse	97
4.4	Beurteilung der Einflüsse der Nichtkartierung von Lärm im Nebennetz . . .	98
4.4.1	Hintergrund	98
4.4.2	Quantifizierung der Unterschätzung anhand der Dresdner Strategi- schen Lärmkarte	100
4.4.3	Quantifizierung der Unterschätzung anhand einer exemplarischen Vollkartierung	101
4.4.4	Korrektur der Pegel unterhalb von Schwellenwerten	102
4.4.5	Sensitivitätsrechnung für externe Lärmkosten	103
4.5	Evaluation von Maßnahmen	104
4.5.1	Maßnahmen des Lärmaktionsplanes	105
4.5.2	Flughafenverlegung zum Flughafen Berlin-Brandenburg	106
4.6	Zusammenfassung des methodischen Vorgehens	108
5	Ergebnisse der sozialräumlichen Verteilungsanalyse	111
5.1	Belastungen durch Lärm und Luftschadstoffe	111
5.1.1	Belastete Personen nach Exposition	112
5.1.1.1	Verkehrslärm	112
5.1.1.2	Luftschadstoffe	117
5.1.2	Externe Kosten	117
5.1.2.1	Verkehrslärm	117

5.1.2.2	Luftschadstoffe	118
5.1.2.3	Zusammenhang zwischen Lärm und Luftschadstoffen . . .	119
5.1.3	Räumliche Verteilung der externen Kosten	119
5.1.3.1	Verkehrslärm	120
5.1.3.2	Luftschadstoffe	121
5.2	Sozio-ökonomische Daten	121
5.2.1	Struktur der Bevölkerung	122
5.2.2	Räumliche Verteilung	124
5.3	Zusammenhänge zwischen Umweltexposition und Sozialstruktur anhand der Modelldaten	126
5.3.1	Externe Kosten	126
5.3.1.1	Verkehrslärm	126
5.3.1.2	Luftschadstoffe	127
5.3.2	Belastete Personen durch Gesamtlärm und Luftschadstoffe	128
5.3.2.1	Verkehrslärm	128
5.3.2.2	Luftschadstoffe	131
5.3.3	Vergleich der Analysetiefe	134
5.3.4	Zwischenfazit	138
5.4	Folgen der unvollständigen Lärmkartierung für die Analyse der sozialräum- lichen Verteilung	139
5.4.1	Quantifizierung der Unterschätzung anhand der Strategischen Lärm- karte Dresdens	141
5.4.2	Quantifizierung der Unterschätzung anhand einer exemplarischen Vollkartierung in Dresden	142
5.4.3	Sensitivitätsanalyse der externen Kosten	143
5.4.4	Korrigierte belastete Personen durch Straßen- und Gesamtlärm . . .	145
5.4.5	Räumliche Unterschiede beim Zusammenhang zwischen Verkehrs- lärm und Sozialstruktur	148
5.4.6	Zwischenfazit	149
5.5	Evaluation von Entwicklungen und Maßnahmen aus Perspektive der Um- weltgerechtigkeit	150
5.5.1	Lärmaktionsplanung	150
5.5.2	Verlegung des Flugverkehrs zum Flughafen Berlin - Brandenburg .	154
5.5.3	Verbesserungen hinsichtlich der Luftqualität	156
5.6	Zusammenfassung der Ergebnisse	158
6	Einordnung der Ergebnisse und Schlussfolgerungen	163
6.1	Genauigkeit bei der Analyse der Ungleichverteilung	163

6.2 Ursachenbetrachtung und Ableitung von Handlungsempfehlungen für die Verkehrsplanung	165
6.3 Übertragbarkeit auf andere Städte	167
6.4 Grenzen der Analyse und Chancen für die weitere Forschung	168
Quellen- und Literaturverzeichnis	171
Anhang	209
A.1 Farbtafel der Abbildungen	209
A.2 Krankheitskosten	210
A.3 Kosten verlorener Erwerbstätigkeit	211
A.4 Kosten verlorener Lebensjahre	212
A.5 Populationsattributable Risiken Verkehrslärm	213
A.6 Berechnung der verlorenen Lebensjahre	216
A.7 Berechnung der Kosten durch Lärmbelästigung	221
A.8 Kostensätze für Lärm nach der Methodenkonvention des UBA	222
A.9 Vergleich der Kostensätze für Lärm	223
A.10 Lärmverteilung innerhalb von Gebäuden nach der Strategischen Lärmkarte	224
A.11 Populationsattributable Risiken Luftschadstoffe	225
A.12 Bewertungsfunktionen Luftschadstoffe	226
A.13 Übersicht über die verwendeten Daten	227
A.14 Aggregation von Hauptlärmquellen der Strategischen Lärmkarte	228
A.15 Bewertung der Herkunftsländer mit dem Human Development Index	229
A.16 Abgrenzung der Dezile bei externen Kosten	230
A.17 Räumliche Darstellung der externen Lärmkosten als Summe	233
A.18 Räumliche Darstellung der externen Lärmkosten je Einwohner	235
A.19 Räumliche Darstellung der externen Luftschadstoffkosten als Summe . . .	237
A.20 Räumliche Darstellung der sozio-ökonomischen Struktur	238
A.21 Zusammenhänge zwischen Verkehrslärm und Sozialstruktur	239
A.22 Zusammenhänge zwischen Luftschadstoffen und Sozialstruktur	241
A.23 Zusammenhänge zwischen Lärmpegel und Sozialstruktur	243
A.24 Zusammenhänge zwischen Luftschadstoffkonzentration und SGB-II-Quote .	246
A.25 Sensitivitätsanalyse Externe Kosten des Gesamtlärms	247
A.26 Korrelationskoeffizienten bei korrigierter Lärmbelastung	249
A.27 Korrelation auf der Ebene von Bezirken bei korrigierter Lärmbelastung . .	252
A.28 Luftschadstoffbelastung im Jahresvergleich	255

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1.1	Gliederung der Arbeit	5
Abb. 2.1	Datengrundlage der Analysen	12
Abb. 2.2	Nachgewiesene Zusammenhänge bei Verkehr	12
Abb. 3.1	Wirkungen von Lärm	26
Abb. 3.2	Verursacheranteile an der NO ₂ -Belastung in Berlin	31
Abb. 3.3	PM _{2,5} -Feinstaubbeiträge in Berlin	34
Abb. 3.4	Schritte des Wirkungspfadansatzes	38
Abb. 3.5	Ansatz zur Monetarisierung von Gesundheitswirkungen	40
Abb. 3.6	Vergleich verschiedener Kostensätze für Krankheiten	47
Abb. 3.7	Immissionspunkte in der Strategischen Lärmkarte Berlins	52
Abb. 3.8	Differenzierungsmöglichkeiten bei der Lärmbewertung	53
Abb. 3.9	Expositions-Wirkungs-Beziehung für Herzinfarkt	57
Abb. 3.10	Expositions-Wirkungs-Beziehung für Bluthochdruck	58
Abb. 3.11	Summe Krankheitskosten durch Lärm	64
Abb. 3.12	Expositions-Wirkungs-Beziehungen für Luftschadstoffe	68
Abb. 4.1	Darstellung des Analyseansatzes	79
Abb. 4.2	Kommunale Gliederungsebenen der sozialräumlichen Bezugseinheiten	80
Abb. 4.3	Kumulierte Verteilung der Bevölkerung nach Lärmpegel	90
Abb. 4.4	Datenverknüpfung bei Lärm	91
Abb. 4.5	Zuordnung von Immissions- und Straßenabschnittsdaten	93
Abb. 4.6	Darstellung der Zuordnung von Straßenabschnitten zu PLR	94
Abb. 4.7	Abschätzung und Korrektur der Unterschätzung bei Straßenlärm . .	100
Abb. 4.8	Bebauungsstruktur und Zuordnung der Bewohner	104
Abb. 4.9	Lärmkarten der Flughäfen	107
Abb. 5.1	Anteil der lärmbelasteten Bevölkerung auf Immissionspunktebene . .	112
Abb. 5.2	Verteilung der lärmbelasteten Bevölkerung auf Immissionspunktebene	113
Abb. 5.3	Anteil der lärmbelasteten Bevölkerung auf der Gebäudeebene	115
Abb. 5.4	Anteil der lärmbelasteten Bevölkerung auf der Gebäudeebene	115

Abb. 5.5	Räumliche Verteilung der maximalen Straßenlärmpegel	116
Abb. 5.6	Luftschadstoffbelastung der Bewohner in Berlin	117
Abb. 5.7	Summe der externen Lärmkosten nach Verkehrsträger	118
Abb. 5.8	Externe Kosten des Gesamtlärms je Jahr	120
Abb. 5.9	Externe Kosten durch Luftschadstoffe je Einwohner in Berlin	121
Abb. 5.10	Einwohner nach Herkunftsgebieten	122
Abb. 5.11	Human Development Index und Einwohner nach Herkunftsländern .	123
Abb. 5.12	Bevölkerungsanteile der sozio-ökonomischen Gruppen	124
Abb. 5.13	Migrationsquote nach Straßenabschnitten	125
Abb. 5.14	Externe Lärmkosten je Einwohner nach SGB-II- und Migrationsquote	126
Abb. 5.15	Externe Luftschadstoffkosten nach SGB-II- und Migrationsquote . . .	128
Abb. 5.16	Verteilung der Lärmpegel nach Migrationsquote	128
Abb. 5.17	Verteilung der Lärmpegel nach SGB-II-Quoten	129
Abb. 5.18	NO ₂ -Belastung nach Migrationsquote	131
Abb. 5.19	PM _{2,5} -Belastung nach Migrationsquote	131
Abb. 5.20	Grenzwertüberschreitungen bei NO ₂	132
Abb. 5.21	Externe Lärmkosten auf der PLR-Ebene nach Status-Index	135
Abb. 5.22	Externe Lärmkosten auf der PLR-Ebene nach Migrationsquote	135
Abb. 5.23	Externe Fluglärmkosten nach unterschiedlichen Raumbezügen	137
Abb. 5.24	Einfluss der Verkehrsstärke auf den Immissionspegel	140
Abb. 5.25	Anzahl der Belasteten nach Verkehrsstärke	141
Abb. 5.26	Differenz zwischen lärmkartiertem Netz und Gesamtstraßennetz . . .	142
Abb. 5.27	Lärmbelastete bei Lärmkartierung Gesamtstraßennetz im Vergleich .	142
Abb. 5.28	Externe Straßenlärmkosten je Einwohner nach Migrationsquote . . .	144
Abb. 5.29	Externe Straßenlärmkosten je Einwohner nach SGB-II-Quote	144
Abb. 5.30	Korrelation Gesamtlärm und Migrationsquote auf der Bezirksebene .	148
Abb. 5.31	Anzahl der Belasteten je Lärmpegelklasse in 2007 und 2012	151
Abb. 5.32	Externe Lärmkosten nach SGB-II-Quote in 2007 und 2012	152
Abb. 5.33	Externe Lärmkosten nach Migrationsquote in 2007 und 2012	152
Abb. 5.34	Entwicklung der Belasteten durch Flughafenverlagerung	154
Abb. 5.35	Summe der externen Kosten durch Fluglärm	155
Abb. 5.36	Externe Lärmkosten durch Fluglärm nach Migrationsquote	155
Abb. 5.37	Externe Lärmkosten durch Fluglärm nach SGB-II-Quote	156
Abb. 5.38	Verteilung der NO ₂ -Belastung im Jahresvergleich	157
Abb. 5.39	Verteilung der PM _{2,5} -Belastung im Jahresvergleich	157
Abb. 5.40	Mittlere NO ₂ -Belastung nach Migrationsquote im Jahresvergleich . .	157
Abb. 5.41	Externe Luftschadstoffkosten je Einwohner nach Migrationsquote . .	158

Abb. A.1	Vergleich der Kostensatzfunktionen	223
Abb. A.2	Externe Kosten des Straßenlärms je Jahr	233
Abb. A.3	Externe Kosten des Schienenlärms je Jahr	234
Abb. A.4	Externe Kosten des Fluglärms je Jahr	234
Abb. A.5	Externe Kosten des Gesamtlärms je Jahr	234
Abb. A.6	Externe Kosten des Straßenlärms je Einwohner und Jahr	235
Abb. A.7	Externe Kosten des Schienenlärms je Einwohner und Jahr	235
Abb. A.8	Externe Kosten des Fluglärms je Einwohner und Jahr	236
Abb. A.9	Externe Kosten durch Luftschadstoffe in Berlin	237
Abb. A.10	SGB-II-Quote nach Straßenabschnitten	238
Abb. A.11	Anzahl der zugelassenen Pkw je Einwohner	238
Abb. A.12	Externe Lärmkosten je Einwohner nach Kindern	239
Abb. A.13	Externe Lärmkosten je Einwohner nach Senioren	239
Abb. A.14	Externe Lärmkosten je Einwohner nach Kindern (Migration)	240
Abb. A.15	Externe Lärmkosten je Einwohner nach Pkw-Dichte	240
Abb. A.16	Externe Luftschadstoffkosten je Einwohner nach Kindern	241
Abb. A.17	Externe Luftschadstoffkosten je Einwohner nach Senioren	241
Abb. A.18	Externe Luftschadstoffkosten je Einwohner nach Kindern (Migration)	242
Abb. A.19	Externe Luftschadstoffkosten je Einwohner nach Pkw-Dichte	242
Abb. A.20	Verteilung der Straßenlärmpegel nach Migrationsquote	243
Abb. A.21	Verteilung der Straßenlärmpegel nach SGB-II-Quote	243
Abb. A.22	Verteilung der Schienenlärmpegel nach Migrationsquote	244
Abb. A.23	Verteilung der Schienenlärmpegel nach SGB-II-Quote	244
Abb. A.24	Verteilung der Fluglärmpegel nach Migrationsquote	245
Abb. A.25	Verteilung der Fluglärmpegel nach SGB-II-Quote	245
Abb. A.26	PM _{2,5} -Belastung nach SGB-II-Quote	246
Abb. A.27	NO ₂ -Belastung nach SGB-II-Quote	246
Abb. A.28	Externe Gesamtlärmkosten je Einwohner nach Migrationsquote	248
Abb. A.29	Externe Gesamtlärmkosten je Einwohner nach SGB-II-Quote	248
Abb. A.30	Mittlere NO ₂ -Belastung nach Migrationsquote im Jahresvergleich	255

Tabellenverzeichnis

Tab. 3.1	Gesetzliche Grenzwerte für Stickoxide	31
Tab. 3.2	Gesetzliche Grenzwerte für Feinstaub	34
Tab. 3.3	Krankheitskosten in Deutschland und Kosten je Patient	49
Tab. 3.4	Spannbreite von NSDI nach Lärmquelle	65
Tab. 3.5	Kosten der Belästigung durch Lärm je Belastetem in Berlin	66
Tab. 3.6	Kostensätze für externe Kosten durch Verkehrslärm	67
Tab. 3.7	Kostensätze für PM _{2,5}	69
Tab. 3.8	Kostensätze für NO ₂	70
Tab. 4.1	Sozialräumliche Bezugseinheiten in Berlin	83
Tab. 5.1	Lärmbelastete durch kombinierte Lärmquellenarten	112
Tab. 5.2	Differenz zwischen Minimal- und Maximalpegel in den Gebäuden . . .	114
Tab. 5.3	Korrelation zwischen Verkehrslärm und Luftschadstoffen	119
Tab. 5.4	Gesamtlärmpegel nach SGB-II- und Migrationsquote	132
Tab. 5.5	Korrelation zwischen Lärmpegeln auf Gebäudeebene nach Sozialdaten	133
Tab. 5.6	Korrelation zwischen Luftschadstoffkonzentration und Sozialdaten . .	134
Tab. 5.7	Räumliche Gliederungsebenen in Berlin	135
Tab. 5.8	Korrelation zwischen externen Lärmkosten und Migrationsquote . . .	136
Tab. 5.9	Szenarienvergleich der Sensitivitätsanalyse des Straßenlärms	144
Tab. 5.10	Korrelation zwischen Lärmpegeln > 50 dB und Sozialdaten	147
Tab. 5.11	Externe Kosten im Vergleich zwischen 2007 und 2012	151
Tab. 5.12	Korrelation zwischen Lärmpegeln und Sozialdaten 2007 und 2012 . .	153
Tab. 5.13	Korrelation zwischen Luftschadstoffkonzentration und Sozialdaten . .	158
Tab. A.1	Darstellungsfarben bei Diagrammen und Karten	209
Tab. A.2	Direkte Kosten durch Krankheiten	210
Tab. A.3	Verlorene Erwerbstätigkeitsjahre in Deutschland	211
Tab. A.4	Kosten durch verlorene Erwerbstätigkeit in Deutschland	211
Tab. A.5	Kosten durch verlorene Erwerbstätigkeit in Berlin	211
Tab. A.6	Todesfälle und Kosten durch verlorene Lebensjahre	212
Tab. A.7	Risiko von Herzinfarkt durch Straßenlärm	213

Tab. A.8 Risiko von Herzinfarkt durch Schienenlärm	213
Tab. A.9 Risiko von Herzinfarkt durch Fluglärm	214
Tab. A.10 Risiko von Bluthochdruck durch Straßenlärm	214
Tab. A.11 Risiko von Bluthochdruck durch Schienenlärm	215
Tab. A.12 Risiko von Bluthochdruck durch Fluglärm	215
Tab. A.13 Verlorene Lebensjahre je Lebensjahr	217
Tab. A.14 Gesamtkosten der Belästigung durch Lärm in Berlin	221
Tab. A.15 Kostensätze des UBA für die Lärmeinwirkung	222
Tab. A.16 Lärmverteilung innerhalb von Gebäuden	224
Tab. A.17 Populationsattributables Risiko bei allen Todesursachen durch PM _{2,5}	225
Tab. A.18 Populationsattributables Risiko bei allen Todesursachen durch NO ₂	225
Tab. A.19 Verwendete Datengrundlagen	227
Tab. A.20 Human Development Index für ehemalige Länder	229
Tab. A.21 Lärmbelastungsstufen bei der Kartendarstellung	230
Tab. A.22 Lärmbelastungsstufen bei der Kartendarstellung	231
Tab. A.23 Belastungsstufen bei der Kartendarstellung von Luftschadstoffen	232
Tab. A.24 Szenarienvergleich der Sensitivitätsanalyse Gesamtlärm	247
Tab. A.25 Korrelation bei Straßenlärmpegeln mit Pegelkorrekturverfahren	250
Tab. A.26 Korrelation bei Gesamtlärmpegeln mit Pegelkorrekturverfahren	251
Tab. A.27 Korrelation zwischen Lärmpegeln und Migrationsquote bei Bezirken	253
Tab. A.28 Korrelation zwischen Lärmpegeln und SGB-II-Quote bei Bezirken	254

Abkürzungen

BBSR	Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung.....	80
BER	Flughafen Berlin Brandenburg.....	106
BIP	Bruttoinlandsprodukt.....	45
CO	Kohlenstoffmonoxid.....	13
CO ₂	Kohlendioxid.....	10
DALY	Disability-Adjusted Life Years.....	41
dB	Dezibel.....	25
DOT	Department of Transportation.....	7
DTV	durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke.....	51
EPA	Environmental Protection Agency.....	7
EU	Europäische Union.....	17
GIS	Geoinformationssystem.....	93
HBEFA	Handbuch für Emissionsfaktoren.....	60
HDI	Human Development Index.....	85
HR	Hazard Ratio.....	43
ICD	Internationale statistische Klassifikation von Krankheiten.....	48
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change.....	9
L _{DEN}	Lärmpegel Tag-Abend-Nacht.....	25
LOR	Lebensweltlich Orientierte Räume.....	81
NO ₂	Stickstoffdioxid.....	13
NSDI	Noise Sensitivity Depreciation Index.....	65
O ₃	Ozon.....	29
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development.....	2
OR	Odds Ratio.....	43
PAK	polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe.....	29
PAR	populationsattributables Risiko.....	43
PLR	Planungsräume.....	81
PM _{2,5}	Feinstaub (mit aerodynamischem Durchmesser < 2,5 µg/m ³).....	14
PM ₁₀	Feinstaub (mit aerodynamischem Durchmesser < 10 µg/m ³).....	13

QALY	Quality-Adjusted Life-Years.....	41
RR	relatives Risiko.....	44
SenStadtUm	Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt.....	10
SGB-II	Grundsicherung für Arbeitsuchende (Hartz-IV).....	84
SO ₂	Schwefeldioxid.....	16
SPNV	Schienenpersonennahverkehr.....	130
SV	Schwerverkehrsanteil.....	101
SXF	Flughafen Berlin-Schönefeld.....	51
TXL	Flughafen Berlin-Tegel.....	51
UBA	Umweltbundesamt.....	10
VBUS	Vorläufige Berechnungsmethode für den Umgebungslärm an Straßen ..	102
VSL	Value of Statistical Life.....	45
VOC	Volatile organic compound (Flüchtige organische Verbindungen).....	32
VOLY	value of a life year.....	46
WHO	World Health Organization.....	22

Kapitel 1

Einleitung

1.1 Hintergrund und Problemstellung

Verkehr bringt der Gesellschaft einen großen, aber kaum quantifizierbaren Nutzen. Ohne das heutige Verkehrssystem würde es nicht die positiven Effekte des globalen Güterausstauschs geben, Güter und Produkte kämen nicht dorthin, wo sie gebraucht werden, die Kontaktmöglichkeiten zwischen Menschen wären eingeschränkter und es gäbe weniger Möglichkeiten, Verwandte und Freunde irgendwo in der Welt persönlich zu besuchen.¹ Aufgrund dieser positiven Effekte konnte in der Vergangenheit ein stetiges Verkehrswachstum beobachtet werden.²

Gleichzeitig sind damit jedoch auch Staus und Unfälle sowie Umwelteffekte verbunden.³ Der damalige Bundespräsident Horst Köhler hat es 2009 vor dem Hintergrund der Umwelteffekte so zusammengefasst:

„Mobilität, so wie wir sie heute praktizieren, ist nicht zukunftsfähig. Jedenfalls nicht, wenn wir über die nächsten zwanzig, dreißig Jahre hinaus denken. Unser Planet würde es gar nicht aushalten, wenn die Menschen überall auf der Welt so viel im Auto durch die Gegend fahren würden, wie wir das hier bei uns tun. Dann bräuchten wir schon jetzt mehr als eine Erde.“⁴

Der Bezug auf mehrere notwendige Erden ist für globale Umweltwirkungen zutreffend. Ein Beispiel dafür stellt der Anstieg der Oberflächentemperatur im Rahmen des Klimawandels dar, der zu mehr als der Hälfte auf von Menschen verursachte Treibhausgasemissionen zurückzuführen ist.⁵ Andere Umwelteffekte wie etwa Lärm und Luftschadstoffe wirken jedoch sehr lokal. Mit der Struktur der aus Knoten und Kanten bestehenden Ver-

¹Verhoef, 1994, S. 276-277; Litman, 2009, S. 8; van Wee u. a., 2013, S. 227

²Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur, 2014b, S. 224

³van Wee u. a., 2013, S. 6

⁴Köhler, 2010, S. 1

⁵IPCC, 2013b, S. 17

kehrsinfrastruktur können diese negativen Umwelteffekte per Definition nicht gleichmäßig im Raum verteilt sein. Entsprechend unterscheidet sich auch der Grad der Umweltbelastung, dem einzelne Menschen ausgesetzt sind.

Welche Konsequenzen hat es, wenn solche Umweltbelastungen von einer Bevölkerungsgruppe überproportional getragen werden? Damit beschäftigt sich das Forschungsgebiet der Umweltgerechtigkeit, in dem das Prinzip der Verteilungsgerechtigkeit gilt. Bei Verteilungsgerechtigkeit darf keine Bevölkerungsgruppe einen unproportionalen Anteil an Umweltbelastungen durch Industrie, Regierungshandeln, Wirtschaftsaktivitäten oder durch politische Strategien tragen.⁶ Mit diesem Prinzip wird Grundsätzen der Freiheit, Gleichberechtigung und angemessener Umwelt- und Lebensbedingungen in der „Deklaration von Stockholm“ aus dem Jahr 1972⁷ oder dem Entwurf der zukünftigen Sustainable Development Goals⁸ Rechnung getragen.

Gerechtigkeitsthemen spielen in Deutschland in der öffentlichen Diskussion häufig eine Rolle. Beispielsweise wurde soziale Gerechtigkeit bei Diskussionen über die Sozialstaatsreform „Agenda 2010“ sowie bei den Auswirkungen der sozialen Herkunft auf die Bildungschancen⁹ oder bei Vermögensungleichheit und Einkommensungleichheit auf nationaler und internationaler Ebene¹⁰ in den letzten Jahren regelmäßig thematisiert. Auswirkungen auf die soziale Verteilung in den Bereichen Umwelt und Verkehr sind dagegen kaum ein Thema in der öffentlichen Diskussion in Deutschland.¹¹

In der Stadt- und Verkehrsplanung gibt es viele formelle und informelle Planungsinstrumente sowie Kooperations-, Beteiligungs- und Finanzierungsinstrumente, die zum Erkennen von Umwelteffekten bei Planungen beitragen. Sie sollen gewährleisten, dass Umwelteffekte auf transparente Weise bei den Entscheidungen berücksichtigt werden.¹² Dagegen werden soziale Aspekte, wie die Verteilung von Umweltwirkung zwischen Bevölkerungsgruppen, in umweltrechtlichen Verfahren in Deutschland nicht berücksichtigt. In der Bauleitplanung oder im Städtebaurecht können sie berücksichtigt werden, aber dafür müssen sich die politischen Entscheidungsgremien in den Kommunen mit ihren Zielen bewusst zu den sozialen Aspekten bekennen und bei konkreten Entscheidungen beachten.¹³

In der Wissenschaft dagegen gewinnt in Deutschland die sozialräumlich ungleiche Verteilung von Umweltbelastungen zunehmend an Aufmerksamkeit.¹⁴ Die Betrachtung erfolgt

⁶Environmental Protection Agency, 2013

⁷United Nations, 1972, Principle 1

⁸United Nations, 2014, Goal 3

⁹PISA-Studien der Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD)

¹⁰Piketty, 2014

¹¹Böhme u. a., 2014, S. 5

¹²Böhme u. Bunzel, 2014, S. 85

¹³Böhme u. Bunzel, 2014, S. 91

¹⁴Böhme u. a., 2014, S. 5

allerdings eher aus Perspektive der Gesundheitswissenschaften.¹⁵ Zu modellierten Umweltdaten für große Untersuchungsgebiete, die durch einen direkten Bezug zum Verursacher Verkehr charakterisiert sind, gibt es bisher nur wenige Untersuchungen.¹⁶ Ergebnisse aus diesen Analysen deuten darauf hin, dass auch bei den Umweltfolgen des Verkehrs ungleiche Verteilungen zwischen sozio-ökonomischen Gruppen auftreten.¹⁷

Der ehemalige Bundespräsident Köhler betonte in seiner Rede zum Verkehr, dass wir, um in Zukunft mobil bleiben zu können, grundlegend umdenken müssen.¹⁸ Dabei schließt er die Bereitschaft eines jeden Einzelnen zur umweltgerechten Mobilität ein.¹⁹ Als Beitrag zu diesem Umdenkprozess ergibt sich aus der unzureichenden Verknüpfung von Verkehr, Umwelteffekten und der sozio-ökonomischen Struktur der Bevölkerung die Fragestellung der Arbeit.

1.2 Fragestellung

Im Zentrum steht die Frage, *ob und wenn ja in welchem Umfang die Betroffenheit von verkehrsbedingten Umweltbelastungen ungleichmäßig zwischen sozio-ökonomischen Gruppen der Bevölkerung verteilt ist*. Diese übergeordnete Frage lässt sich in folgende Einzelfragen unterteilen:

1. Welche Gesundheitswirkungen auf die Menschen treten in Abhängigkeit vom Belastungsniveau der Umwelteffekte auf? Welche Ansätze zur Bewertung und Aggregation der Belastungen gibt es?
2. Welche methodischen Ansätze sind geeignet, um die Verteilung von Umweltbelastungen innerhalb großräumiger Untersuchungsgebiete zu analysieren?
3. Welche Anforderungen müssen an Eingangsdaten für die flächendeckende Analyse der sozialräumlichen Verteilung gestellt werden?
4. Welche Muster treten bei der Verteilung der Umwelteffekte auf räumlicher Ebene auf? In welchem räumlichen Maßstab variieren die Belastungen?
5. Welche Muster treten bei der Verteilung der Umwelteffekte zwischen sozio-ökonomischen Gruppen der Bevölkerung auf? Wie groß sind die Belastungsunterschiede zwischen den Gruppen? Welche Zusammenhänge zwischen sozio-ökonomischem Status und Umweltbelastung sind statistisch nachweisbar?
6. Können verkehrsplanerische Maßnahmen die sozialräumliche Verteilung verändern?

¹⁵Bolte u. a., 2012b, S. 26

¹⁶Kohlhuber u. a., 2012, S. 93

¹⁷Kohlhuber u. a., 2012, S. 88-89

¹⁸Köhler, 2010, S. 1

¹⁹Köhler, 2010, S. 5

7. Welche Schlussfolgerungen sind aus den Ergebnissen für die Verkehrsplanung zu ziehen?

Ziel der Untersuchung ist es, am Beispiel des Untersuchungsgebietes Berlin die sozialräumliche Verteilung von verkehrsbedingten Umweltwirkungen zu analysieren und daraus für die Praxis Empfehlungen für die zukünftige Verkehrs- und Umweltplanung zu entwickeln.

1.3 Gliederung der Arbeit

Aus der Fragestellung ergibt sich folgende Gliederung der Arbeit in fünf große Teile, die auch grafisch in Abbildung 1.1 dargestellt ist:

Das *Kapitel 2 „Forschungs- und Kenntnisstand in der Umweltgerechtigkeitsforschung“* stellt die Literatur zum Thema Umweltgerechtigkeit dar. Es werden die unterschiedlichen Themengebiete von Umweltgerechtigkeit, wie der Zugang zu positiven Umweltgütern, die Belastung durch negative Umwelteffekte, die Rolle der Verursacher, aber auch die Umweltgerechtigkeit bei Entscheidungsprozessen erläutert. Am Beispiel von bereits durchgeführten Analysen zum Zusammenhang zwischen sozio-ökonomischen Gruppen und verkehrsbedingten Umweltbelastungen werden methodische Analyseansätze vorgestellt.

Gegenstand von *Kapitel 3 „Bewertung der externen Effekte Lärm und Luftschadstoffe“* ist die Entwicklung von Kostensätzen zur monetären Bewertung der Umwelteffekte auf Basis der vorhandenen Literatur. Anhand der Wirkungsweise von Lärm und Luftschadstoffen auf den Menschen werden in erster Linie Gesundheitsrisiken monetarisiert und Kostensätze entwickelt, die sich auf das spezifische Immissionsniveau beziehen. Die Kostensätze fungieren später als Werkzeug für die Analyse.

Das *Kapitel 4 „Methodik der sozialräumlichen Verteilungsanalyse“* stellt dar, wie die sozio-ökonomische Struktur, die Umweltbelastungen und die Kostensätze der externen Kosten in der Analyse miteinander verknüpft werden. Themenschwerpunkte sind die verfügbare Datengrundlage und die Datenaufbereitung für unterschiedliche Analyseziele.

In *Kapitel 5 „Ergebnisse der sozialräumlichen Verteilungsanalyse“* werden die Belastungsverteilungen im Untersuchungsgebiet dargestellt. Danach wird die sozialräumliche Verteilung der Umweltwirkung analysiert und Zusammenhänge im Status-quo beleuchtet. Für einige ausgewählte Planungsprojekte werden darüber hinaus maßnahmenbezogene Veränderungen untersucht.

Abschließend stellt *Kapitel 6 „Einordnung der Ergebnisse und Schlussfolgerungen“* Schlussfolgerungen für die Verkehrsplanung und -politik in der Praxis, die Möglichkeiten der Übertragbarkeit und Fortführung des Ansatzes sowie den weiteren Forschungsbedarf dar.

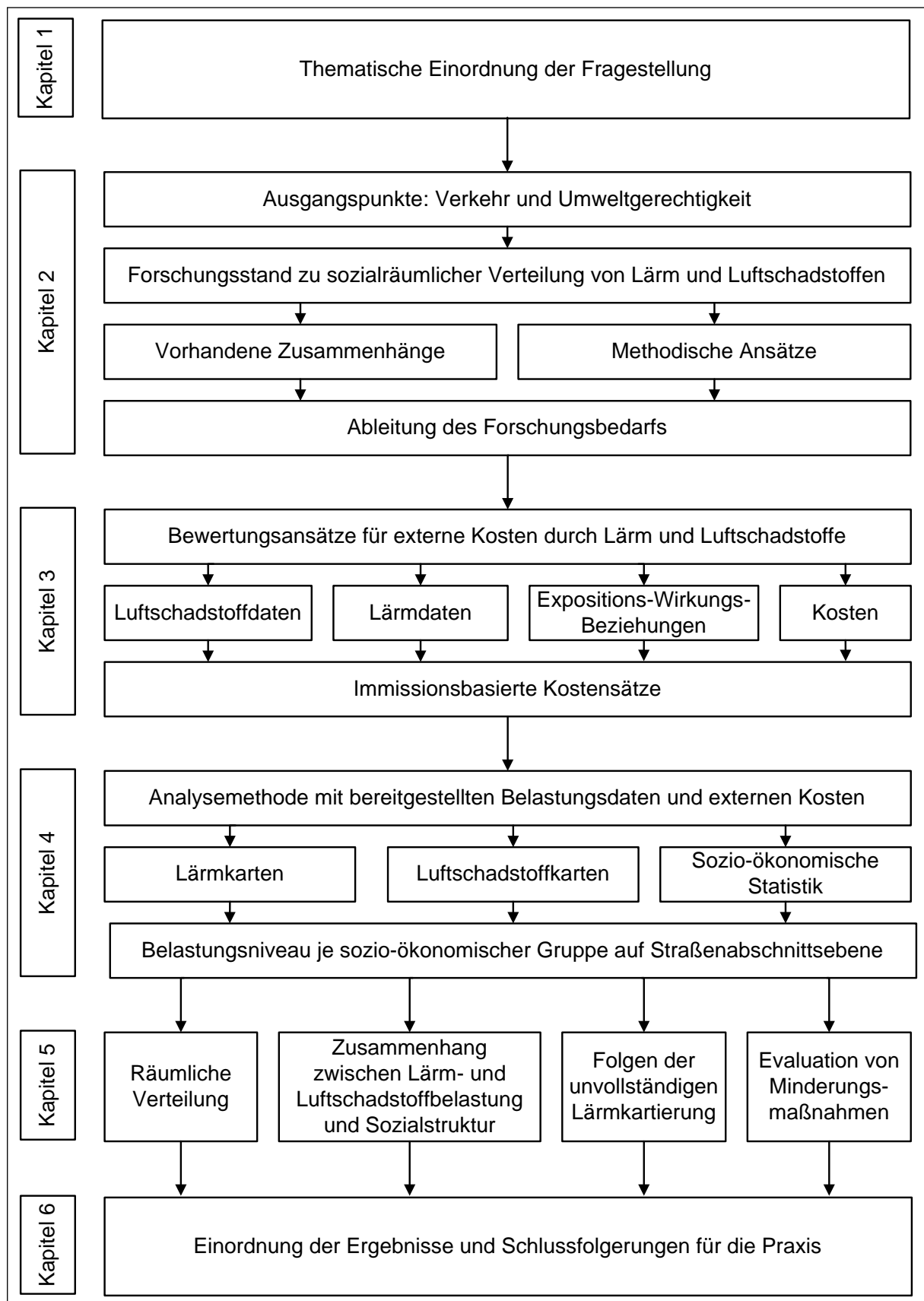


Abbildung 1.1: Gliederung der Arbeit

Kapitel 2

Forschungs- und Kenntnisstand in der Umweltgerechtigkeitsforschung

Die Zielstellung dieses Kapitels ist die Ableitung des Forschungsbedarfs anhand der Literatur. Dafür wird zunächst in das Themengebiet der Umweltgerechtigkeit eingeführt und es werden verschiedene Dimensionen als Literaturüberblick dargestellt. Die in der Literatur bekannten Zusammenhänge zwischen Umweltbelastung und sozio-ökonomischer Struktur werden am Beispiel von Verkehr dargestellt und es wird eine Übersicht über die in den Analysen verwendeten Daten gegeben. Aus den jeweils thematisierten Grenzen der vorhandenen Arbeiten werden abschließend der Forschungsbedarf und der prinzipielle Analyseansatz abgeleitet.

2.1 Definition und Dimension von Umweltgerechtigkeit

Die Umweltgerechtigkeitsforschung ist ein vergleichsweise junges Forschungsfeld. Sie thematisiert die sozialräumliche Verteilung von Umweltbelastungen und deren soziale und gesundheitliche Auswirkungen. Eine Definition von Umweltgerechtigkeit wurde von der amerikanischen Environmental Protection Agency (EPA) eingeführt:

„Environmental Justice is the fair treatment and meaningful involvement of all people regardless of race, color, national origin, or income with respect to the development, implementation, and enforcement of environmental laws, regulations, and policies.“¹

Entsprechend der nationalen Gesetzgebung muss Umweltgerechtigkeit in den USA seit 1994 in allen föderalen Behörden berücksichtigt werden. Für das Department of Trans-

¹Environmental Protection Agency, 2013; Übersetzung: Umweltgerechtigkeit ist die faire Behandlung und sinnvolle Einbeziehung von allen Menschen in Bezug auf die Erarbeitung, Einführung und Durchsetzung von Umweltgesetzen, Regulierung und Strategie unabhängig von Rasse, Hautfarbe, Nationalität oder Einkommen.

portation (DOT) bedeutet das, dass Grundsätze der Umweltgerechtigkeit und Nicht-Diskriminierung in allen Verkehrsplanungs- und Entscheidungsprozessen berücksichtigt werden müssen. In Bezug auf Verkehr gelten dort folgende Prinzipien:²

- „*To avoid, minimize, or mitigate disproportionately high and adverse human health and environmental effects, including social and economic effects, on minority populations and low-income populations.*“³
- *To ensure the full and fair participation by all potentially affected communities in the transportation decision making process.*⁴
- *To prevent the denial of, reduction in, or significant delay in the receipt of benefits by minority and low-income populations.*“⁵

Die Herkunft der Definitionen lässt bereits erkennen, dass der Ursprung der Umweltgerechtigkeitsbewegung in den USA liegt. Hier begannen in den 1980er Jahren afro-amerikanische Bürgerrechtsbewegungen gegen den Bau von Sondermülldeponien und Industrieanlagen in ihrer unmittelbaren Nachbarschaft zu protestieren.⁶ Für die EPA ist Umweltgerechtigkeit heute eine von sieben Prioritäten⁷ und es wird schwerpunktmäßig am Schutz von besonders gefährdeten Gruppen der Gesellschaft wie etwa Indianerstämmen, Menschen mit nicht-weißer Hautfarbe, ökonomisch benachteiligten Personen sowie Kindern gearbeitet.⁸

Ursprünglich als Bürgerrechtsbewegung gestartet, gilt Umweltgerechtigkeit in den USA heute als etablierter Aspekt des staatlichen Handelns und der Forschung. Gerade in der Forschung gibt es eine Reihe unterschiedlicher Fachdisziplinen, die sich dem Thema annähern. Entsprechend viele Perspektiven für das Thema gibt es. Mindestens in den folgenden Dimensionen wird ein Bezug zu Umweltgerechtigkeit hergestellt.

- Der *Zugang zu positiven Umweltgütern* beschreibt die räumliche Nähe und die Qualität von gesundheitsfördernden Umweltgütern wie urbanen Grünräumen und Spielplätzen. Entgegen der allgemeinen Zielsetzung eines Höchstmaßes an Erhaltung der Gesundheit und Chancengleichheit für jeden Einzelnen wurde nachgewiesen, dass sozio-ökonomisch schwache Bevölkerungsgruppen unterdurchschnittliche Zugangsmöglichkeiten zu Grün-

²Department of Transportation USA, 2012, k. S.

³Übersetzung: Das Vermeiden, Minimieren oder Mindern von überproportional hohen negativen Umwelteffekten und menschlichen Gesundheitseffekten auf Minderheiten und sozial schwache Personengruppen unter Einbeziehung von sozialen und ökonomischen Auswirkungen.

⁴Übersetzung: Die Sicherstellung der vollständigen und fairen Einbeziehung von allen potentiell betroffenen Gruppen in den Verkehrsplanungsprozess und die Entscheidungsfindung.

⁵Übersetzung: Das Vermeiden von Versagung, Minderung oder erheblicher Verzögerung des Empfangs von Vorteilen gegenüber Minderheiten und sozial schwachen Personengruppen.

⁶Maschewsky, 2001, S. 29

⁷Die weiteren Prioritäten sind: Klimawandel, Luftschadstoffe, Chemikaliensicherheit, Wohngifte, Wasserqualität und die Zusammenarbeit mit Bundesstaaten und Stämmen.

⁸Environmental Protection Agency, 2010

und Erholungsräumen haben.⁹ Wird diese Dimension breiter gefasst, gibt es auch Verflechtungen mit dem Themengebiet der Erreichbarkeit in der Verkehrsplanung.¹⁰

- Die *Belastung durch negative Umweltgüter* beschreibt die Verteilung der Exposition gegenüber Schadstoffen und Gesundheitsrisiken auf räumlicher Ebene oder auf sozio-ökonomische Gruppen.¹¹ Beispiel dafür ist die Wirkung von Luftschadstoffen und Lärm,¹² Innenraumbelastungen durch ausdünstende Schadstoffe aus Möbeln sowie Tabakrauch, Einwirkungen am Arbeitsplatz, Nahrungsaufnahme, elektromagnetische Felder,¹³ das Bioklima und insbesondere die sommerliche Wärmebelastung, Lichtverschmutzung¹⁴ sowie Verkehrsunfälle.¹⁵
- In *Planungs- und Entscheidungsprozessen* soll gemäß der Definition der EPA eine umfassende und faire Beteiligung aller Gruppen der Gesellschaft stattfinden. Im Vordergrund sollen nicht nur die politisch und ökonomisch einflussreichen Interessengruppen wie beispielsweise Investoren, Betreiber und Behörden stehen, sondern die Betroffenen selbst sollen die Möglichkeit erhalten, Einfluss auf die Umweltveränderungen zu nehmen.¹⁶ Grundlage dieser Forderung ist die Erkenntnis, dass in den USA umweltschädliche Einrichtungen gerade da geplant und gebaut werden, wo zum Planungszeitpunkt überdurchschnittlich viele Minderheiten und Haushalte mit Niedrigeinkommen leben.¹⁷
- Bei der *globalen Umweltgerechtigkeit*, zu der auch *Klimagerechtigkeit* gehört, werden ohnehin bestehende ökonomische Unterschiede zwischen den Ländern und den Arm-Reich-Gegensätzen innerhalb der Gesellschaft weiter verstärkt. So stellt der Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) fest: „Sozial, ökonomisch, kulturell, institutionell oder in sonstiger Form benachteiligte Menschen sind besonders vulnerabel gegenüber dem Klimawandel und auch gegenüber einigen Anpassungs- und Minderungsmaßnahmen. [... Die erhöhte Vulnerabilität] ist ein Produkt aus sich überschneidenden sozialen Prozessen, die in Ungleichheiten im sozio-ökonomischen Status, im Einkommen und im Betroffensein durch den Klimawandel resultieren.“¹⁸
- Eher selten wird die *Verursacherseite* betrachtet, indem gefragt wird, wer in welchem Maße negative Umwelteffekte erzeugt. Gerade im Verkehrswesen ist bekannt, dass un-

⁹Claßen u. a., 2012, S. 118

¹⁰Gerike, 2005, S. 28; van Wee u. Geurs, 2012, S. 354, 361; Claßen u. a., 2012, S. 118

¹¹Köckler u. Hornberg, 2012, S. 77

¹²Kohlhuber u. a., 2012

¹³Kühling, 2012, S. 135, 137

¹⁴Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz u. Umweltbundesamt, 2011, S. 60, 135

¹⁵World Health Organisation, 2012a, S. 63

¹⁶Maschewsky, 2008, S. 205

¹⁷Bullard u. a., 2011, S. 52

¹⁸übersetzt nach IPCC, 2014, S. 6

terschiedliche Teile der Bevölkerung durch ihr individuelles Verkehrsverhalten in unterschiedlichem Maße zur Erzeugung von Externalitäten beitragen. Wichtige Einflussfaktoren stellen dabei das Einkommen und andere sozio-ökonomische Variablen wie z. B. Geschlecht, Alter, beruflicher Status sowie der private Autobesitz dar.¹⁹ Beispielsweise verursachen Personen mit hohem sozio-ökonomischen Status durch viele Flugreisen und hohe Verkehrsleistung im Kfz-Verkehr einen Großteil der verkehrsbedingten Kohlendioxid (CO₂)-Emissionen.²⁰

Zu allen genannten Dimensionen gibt es mittlerweile auch in Deutschland erste Forschungsarbeiten. Lange wurde das Themenfeld in Deutschland allerdings vernachlässigt. Erst seit Anfang der 2000er Jahre wächst das Interesse an der Verbesserung der Datenbasis und der theoretischen Fundierung der Problematik. Die ersten empirischen Analysen der sozialen Verteilung von Umweltbelastungen und der damit verbundenen gesundheitlichen Folgen in Deutschland stammen dabei aus dem Bereich der öffentlichen Gesundheit. Im Gegensatz zu den USA stand allerdings in Deutschland nicht die ethnische Diskriminierung im Zusammenhang mit der Hautfarbe im Vordergrund.²¹ Stattdessen stellten sozio-ökonomische Unterschiede den Schwerpunkt dar und das Thema wurde in den Umwelt- und Sozialwissenschaften sowie der Raumplanung aufgegriffen.²²

Aktuell leitet in Berlin die Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt (SenStadtUm) das Forschungsprojekt „Umweltgerechtigkeit in Berlin“, in das eine Vielzahl von wissenschaftlichen Einrichtungen eingebunden ist. Darin werden auf der Ebene von statistischen Bezirken unterschiedliche Umwelt- und Sozialindikatoren untersucht. Das Ziel ist die Entwicklung von Beobachtungs- und Bewertungsgrundlagen zur Ableitung von Handlungsempfehlungen für die Verwaltung. Daneben hat das Umweltbundesamt (UBA) ein Forschungsprojekt in Auftrag gegeben, bei dem für die kommunale Ebene Strategien und praxistaugliche Instrumente gegen eine ungleiche sozialräumliche Verteilung von gesundheitlichen Umweltbelastungen entwickelt werden sollen.²³

Insgesamt kann festgestellt werden, dass das Thema Umweltgerechtigkeit in den USA sowohl in der Umweltplanung als auch der Verkehrsplanung fest etabliert ist. In Deutschland erhält das Thema zwar wachsende Aufmerksamkeit, aber die unterschiedlichen Dimensionen werden teilweise mit alternativen Stichwörtern wie Klimagerechtigkeit oder Erreichbarkeit thematisiert. Im engeren Sinne stellt die sozialräumliche Verteilung von Umweltbelastungen nach wie vor den Schwerpunkt des neuen Forschungsfeldes dar.

¹⁹Brand u. Boardman, 2008, S. 232-233; Yiannakoulis u. a., 2014, S. 168-168

²⁰Brand u. Preston, 2010, S. 13-14; Aamaas u. a., 2013, S. 277-278

²¹Maschewsky, 2001, S. 145

²²Bolte u. a., 2012a

²³Böhme u. Bunzel, 2014

2.2 Sozialräumliche Verteilung bei Lärm und Luftschadstoffen

2.2.1 Überblick und Abgrenzung

Einer der Ursprünge der Umweltgerechtigkeit sind die „environmental bads“. Analysiert wird in der Literatur die Art und der Umfang von ungleicher Verteilung der Umweltexpositionen in Abhängigkeit von sozialer Lage.²⁴ Typische Merkmale zur Beschreibung der sozialen Lage sind in Deutschland Bildung, Berufstätigkeit, Einkommen, Ethnie, Geschlecht, Familienstruktur und Alter.²⁵ Idealerweise wird die mehrdimensionale Lebenslage betrachtet, die statt der Einzelmerkmale über sogenannte soziale Milieus angenähert werden kann.²⁶

In Deutschland stehen die Wirkungen von Luftschadstoffen und Lärm,²⁷ Innenraumbelastungen durch ausdünstende Schadstoffe aus Möbeln sowie Tabakrauch, Einwirkungen am Arbeitsplatz, Nahrungsaufnahme, elektromagnetischen Feldern,²⁸ dem Bioklima, der sommerlichen Wärmebelastung, Lichtverschmutzung²⁹ sowie Verkehrsunfällen³⁰ im Vordergrund.

Eine Reihe der Wirkungen besitzen Bezüge zum Verkehr. Gerade die beiden Umweltwirkungen Luftschadstoffe und Lärm werden aber auch in der Zukunft zentrale Herausforderungen in Ballungsräumen darstellen.³¹ Gleichzeitig können sie mit Hilfe lokal initiierten Maßnahmen positiv beeinflusst werden. Deshalb wird auf Luftschadstoffe und Lärm im Verlauf der weiteren Arbeit der Schwerpunkt gesetzt.

2.2.2 Nachgewiesene Zusammenhänge

Im Folgenden wird für Luftschadstoffe und Lärm ein Literaturüberblick über bereits erkannte soziale Zusammenhänge gegeben. Die prinzipiell dafür verwendeten methodischen Ansätze sind in Abbildung 2.1 dargestellt. Allerdings wird nachfolgend der Schwerpunkt auf die Ergebnisse der Analysen gelegt.

²⁴Schade, 2014, S. 6

²⁵Bolte u. a., 2012c, S. 41-42

²⁶Bolte u. a., 2012c, S. 45

²⁷Kohlhuber u. a., 2012

²⁸Kühling, 2012, S. 135, 137

²⁹Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz u. Umweltbundesamt, 2011, S. 60, 135

³⁰World Health Organisation, 2012a, S. 63

³¹Sachverständigenrat für Umweltfragen, 2012, S. 178

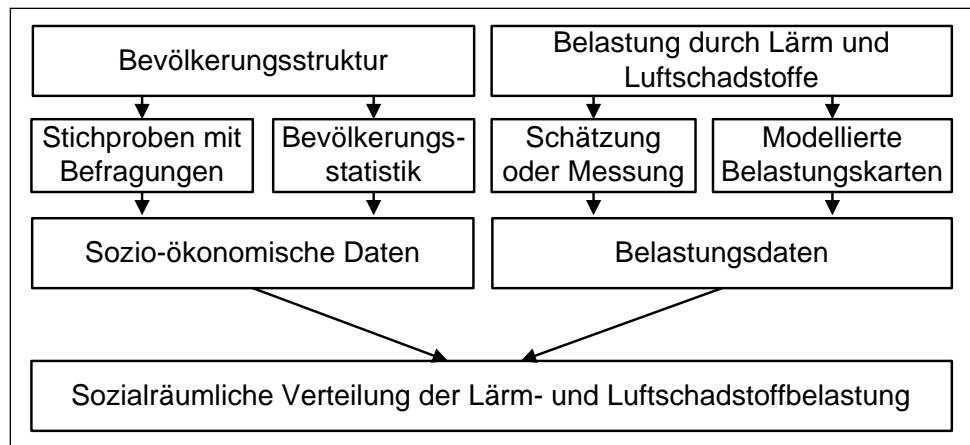


Abbildung 2.1: Datengrundlage für die Ermittlung der Zusammenhänge zwischen Umweltbelastung und sozio-ökonomischer Struktur³²

Am Anfang wird dabei der Zusammenhang zwischen der Verkehrsstärke an Straßen und der sozio-ökonomischen Struktur der entsprechenden Anwohner beschrieben. Es folgen die subjektive Wahrnehmung der Umweltbelastungen sowie jeweils die objektive Belastung durch Lärm und Luftschadstoffe (Abbildung 2.2). Zum Schluss werden gegenläufige Ergebnisse diskutiert. Grundlage ist eine Literaturlauswertung mit dem Fokus auf Arbeiten mit einem verkehrlichen Kontext. Einbezogen sind deutsche und einige ausländische Analysen.³³

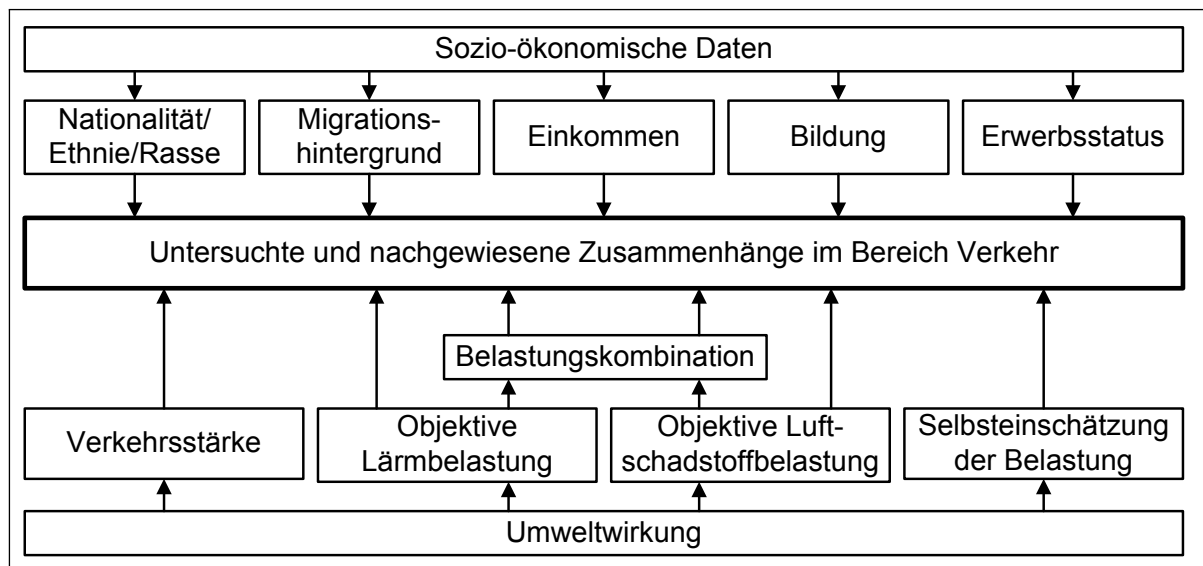


Abbildung 2.2: Nachgewiesene Zusammenhänge zwischen sozio-ökonomischen Daten und verkehrlichen Umweltwirkungen³⁴

³²Eigene Darstellung

³³Kunz, 2012

³⁴Eigene Darstellung

Eine überdurchschnittliche Wahrscheinlichkeit, *an stark befahrenen Straßen zu leben*, konnte für Kinder mit niedrigem sozio-ökonomischen Status oder Migrationsstatus³⁵ nachgewiesen werden. Weitere festgestellte Einflussfaktoren sind niedrige Bildung, berufliche Stellung, soziale Schicht und Einkommen.³⁶

Wird nicht nur die Nähe zur Verkehrsinfrastruktur betrachtet, sondern die Belastung selbst, fühlen sich in der *Selbsteinschätzung* Personen mit Migrationshintergrund, niedrigem Einkommen und Bildungsniveau, schlechten Wohnbedingungen, einfachen Tätigkeiten sowie in Ostdeutschland Lebende höheren Lärm- und Luftschadstoffbelastungen ausgesetzt.³⁷ Isoliert für Straßenlärm konnte der Zusammenhang mit beruflicher Stellung, sozialer Schicht und Einkommen nachgewiesen werden.³⁸ In einer Studie mit den Untersuchungsgebieten München und drei Regionen in den Niederlanden stand die subjektive Einschätzung der Belastungssituation durch Betroffene allerdings kaum in Zusammenhang mit der modellierten Belastungssituation. Bei gesundheitlicher Vorbelastung ist der Effekt besonders ausgeprägt.³⁹

Die *objektive (modellierte oder gemessene) Straßen- und Fluglärmbelastung* von Kindern steigt in Deutschland bei sinkendem sozio-ökonomischen Status.⁴⁰ In einer Studie in Hongkong wurde der gleiche Effekt bei Personen mit niedrigem sozio-ökonomischen Status sowie Älteren nachgewiesen.⁴¹ In Hamburg sind Menschen mit niedrigem Haushaltseinkommen und Arbeitslose häufiger einem Straßenlärmpegel $L_{DEN} > 65$ dB ausgesetzt.⁴²

Die Zusammenhänge zwischen *objektiver Luftschadstoffbelastung* und sozio-ökonomischem Status wurden insbesondere im Ausland festgestellt: Eine Studie mit dem Untersuchungsgebiet Birmingham zeigt, dass Arme und Menschen mit Migrationshintergrund deutlich stärker durch Stickstoffdioxid (NO_2)- und Kohlenstoffmonoxid (CO)-Immissionen belastet sind.⁴³ In Hongkong sind ältere Bewohner und Bewohner mit niedrigem sozio-ökonomischen Status in privaten Wohnsiedlungen stärker betroffen.⁴⁴ In Leicester (Kinder)⁴⁵ und Christchurch (Feinstaub (PM_{10}))⁴⁶ konnte der Zusammenhang für Haushalte mit niedrigem Sozialstatus nachgewiesen werden. In der Schweiz weisen Personen mit Migrationshintergrund aus Süd- und Osteuropa sowie dem nichteuropäischen Ausland

³⁵Babisch, 2009, S. 123

³⁶Hoffmann u. a., 2003, S. 396

³⁷Kohlhuber u. a., 2006, S. 248-249

³⁸Hoffmann u. a., 2003, S. 396

³⁹Heinrich u. a., 2005, S. 519-521

⁴⁰Babisch, 2009, S. 117-118

⁴¹Lam u. Chung, 2012, S. 471

⁴²Gaffron, 2012, S. 10-11

⁴³Brainard u. a., 2002, S. 707

⁴⁴Fan u. a., 2012, S. 214-218

⁴⁵Jephcote u. Chen, 2012, S. 149

⁴⁶Pearce u. a., 2006, S. 934

und Personen ohne Wohneigentum höhere Belastungen auf.⁴⁷ Im amerikanischen Phoenix sind niedriger sozio-ökonomischer Status, hoher Latino-Anteil und hoher Mieteranteil die bestimmenden Faktoren.⁴⁸

In zwei Studien werden *Lärm- und Luftschadstoffbelastungen kombiniert* betrachtet. So sind jeweils in Kassel für Personen mit niedrigem Einkommen und Migrationshintergrund⁴⁹ und in einer Region in den Niederlanden für Personen mit niedrigem Einkommen höhere Belastungen dokumentiert.⁵⁰

Werden anstelle von kleinräumigen Untersuchungsgebieten eher *große Regionen* betrachtet, sind im nationalen Kontext in Großbritannien Gemeinden mit Kindern stärker durch NO₂-Belastungen betroffen als Gemeinden mit vielen Senioren. In den stärker belasteten Gemeinden leben die ärmsten Menschen im Land.⁵¹

Gegensätze zu den oben beschriebenen Zusammenhängen konnten allerdings auch nachgewiesen werden: In einer Untersuchung in Paris steigt mit höherem Ausbildungsniveau, Wohngebäudewert und Entwicklungsstand des Herkunftslandes der Bewohner die Lärmbelastung an. Dieser Gegensatz wird u. a. mit einer speziellen Stadtstruktur erklärt.⁵² In Helsinki gibt es zwar einen Zusammenhang zwischen höheren Feinstaub (PM_{2,5})-Immissionen und niedrigem Beschäftigungsstatus, niedrigem Bildungsniveau und junger Altersstruktur. Dort wird allerdings ein Großteil der Unterschiede durch die Belastungen am Arbeitsplatz bestimmt und nicht durch die Belastungen am Wohnort.⁵³ In Tschechien sind gegenläufige Effekte auf ökonomische Unterschiede zwischen Stadt und Land zurückzuführen.⁵⁴

Keines der oben genannten Ergebnisse berücksichtigt die am *Wohnort verbrachte Zeit*. Der Aufenthalt an diesem typischen Bezugspunkt von Umweltgerechtigkeitsanalysen variiert nach Ausbildungsniveau, Beschäftigungsstatus, Alter, Geschlecht und Einkommen. Dadurch werden einige sozio-ökonomische Gruppen kumulativ durch hohe Immissionen und lange Expositionszeiten belastet.⁵⁵ Somit besteht das Risiko, dass die oben bereits festgestellten Ungleichverteilungen durch das Verhalten der Belasteten verstärkt oder gemindert werden.

Insgesamt zeigt sich bei der Betrachtung der sozialräumlichen Verteilung von Lärm und Luftschadstoffen, dass das Risiko einer überdurchschnittlichen Belastung bei Menschen

⁴⁷Diekmann u. Meyer, 2011, S. 78-79

⁴⁸Grineski u. a., 2007, S. 548

⁴⁹Köckler u. a., 2008, S. 30-31

⁵⁰Kruize u. Bouwman, 2004, S. 31-32

⁵¹Mitchell u. Dorling, 2003, S. 918-924

⁵²Havard u. a., 2011, S. 369, 371, 372

⁵³Rotko u. a., 2000, S. 388

⁵⁴Branis u. Linhartova, 2012, S. 1111-1112

⁵⁵Gaffron, 2012, S. 11-12

mit einem niedrigen sozio-ökonomischen Status höher ist. Während der Zusammenhang in Deutschland in erster Linie anhand großräumiger Analysen nachgewiesen ist, liegt für das Ausland eine Reihe von Ergebnissen zu einzelnen Ballungsräumen vor.

2.2.3 Sozio-ökonomische Datengrundlagen

Umweltgerechtigkeitsstudien zu den Folgen des Verkehrs müssen als Ausgangsbasis Daten zur sozio-ökonomischen Struktur der untersuchten Grundgesamtheit nutzen. Üblich sind dabei zwei Bezugsquellen der Daten:

1. **Stichprobenbasierte Ansätze** erheben wesentliche Merkmale im Rahmen unterschiedlicher Befragungstechniken.
2. **Statistikbasierte Ansätze** nutzen Merkmale, die im Rahmen der amtlichen Statistik aus Registern oder Meldungen erstellt werden.⁵⁶

Stichprobenbasierte Ansätze bieten den Vorteil, dass direkt auf die Fragestellung der Analyse zugeschnittene Daten erhoben werden können. Das Problem sind die Kosten zur Erreichung einer repräsentativen Stichprobe. Teilweise wird deshalb auf Sekundäranalysen zurückgegriffen, die bereits für andere Studien verwendete Daten mit einem neuen thematischen Fokus auswerten. In Deutschland wurde bisher fast nur mit Daten gearbeitet, die im Rahmen von Befragungen erhoben wurden.⁵⁷

Statistikbasierte Ansätze bieten meistens eine Kosten- und Zeitersparnis, da diese Daten im regelmäßigen Zyklus erhoben werden und eine überregionale Vergleichbarkeit ermöglichen. Ob sich die erhobenen Merkmale für eine Verwendung im Zusammenhang mit Umweltgerechtigkeit eignen, muss jeweils individuell überprüft werden. Hinzu kommt, dass Statistiken regional nur sehr grob disaggregiert werden, wodurch kleinräumige Vergleiche erschwert werden. Typische Betrachtungsebenen sind Stadtteile oder statistische Bezirke, die im Folgenden unter dem Begriff „räumlich-statistische Bezugseinheit“ zusammengefasst werden. In den seltensten Fällen liegt die durchschnittliche Einwohnerzahl bei Umweltgerechtigkeitsstudien unter 1.000 Einwohnern je räumlich-statistischer Bezugseinheit.⁵⁸ Bei dieser Einheitengröße besteht die Gefahr, dass kleinräumige Unterschiede der verkehrlichen Umweltfolgen nicht adäquat abgebildet werden können. Darüber hinaus können die aggregierten sozio-ökonomischen Daten fälschlicherweise so interpretiert werden

⁵⁶Der Begriff „statistikbasiert“ bezieht sich nur auf die Datengrundlage. Im Laufe der Analyse werden bei allen Ansätzen statistische Verfahren verwendet.

⁵⁷Babisch, 2009; Gaffron, 2011; Hoffmann u. a., 2003; Diekmann u. Meyer, 2011; Köckler u. a., 2008; Kohlhuber u. a., 2006; Heinrich u. a., 2005; Ausnahme: einzelne Beiträge in Umweltbundesamt, 2011 und Franck u. a., 2014

⁵⁸Lam u. Chung (2012): > 1.000 Einwohner; Brainard u. a. (2002): 496 Einwohner; Fan u. a. (2012): > 1.000 Einwohner; Grineski u. a. (2007): 600 - 3.000 Einwohner; Jephcote u. Chen (2012): > 1.500 Einwohner; Mitchell u. Dorling (2003): > 5.500 Einwohner; Pearce u. a. (2006): > 2.300 Einwohner

wie Zusammenhänge, die eigentlich nur auf der Ebene von Individuen auswertbar sind.

Da in Deutschland bisher primär mit stichprobenbasierten Ansätzen gearbeitet wurde, liegt Forschungsbedarf bei den statistikbasierten Ansätzen vor. Hier ist sicherzustellen, dass die Analyse auf möglichst kleinen räumlich-statistischen Bezugseinheiten basiert.

2.2.4 Umweltindikatoren

Neben den sozio-ökonomischen Daten sind bei Analysen zur Umweltgerechtigkeit Daten zur Lärm- und Luftschadstoffbelastung notwendig. Betrachtet wird meist eine einzelne Wirkung oder eine Auswahl der Wirkungen von Verkehrslärm (unterschiedliche Indikatoren) und Luftschadstoffen (PM₁₀/PM_{2,5}, NO₂, Schwefeldioxid (SO₂) oder CO). Üblich für die Daten sind dafür folgende Quellen:

1. *Selbsteinschätzungen oder Messungen* kommen gerade bei stichprobenbasierten Ansätzen zur Anwendung und versuchen, die Immissionsbelastung der betrachteten Personen zu erfassen.
2. *Modellierte Belastungskarten* geben durchschnittliche Immissionsbelastungen im Umfeld der Gebäude wider.

Bei der Selbsteinschätzung der befragten Personen wird versucht, die Belastung anhand der subjektiven Einschätzung oder der Entfernung zu Verkehrswegen abzuschätzen.⁵⁹ Die Erfassung ist vergleichsweise einfach im Rahmen von deren Befragungen möglich. Der entscheidende Nachteil liegt in der Selbsteinschätzung durch Laien. In einigen Analysen werden stattdessen Messungen in den Wohn- und Aufenthaltsbereichen der belasteten Personen durchgeführt⁶⁰ oder es werden Daten von Messstationen der Umgebung interpoliert.⁶¹ Diese Ansätze sind gerade bei Messungen im Aufenthaltsbereich der Belasteten sehr aufwändig.

Die Belastungskarten basieren auf verkehrlichen und sonstigen Eingangsdaten und wurden im Rahmen einer Modellierung generiert (Details siehe Kapitel 4.2.2.1 und 4.2.3.1). Ihre Qualität hängt maßgeblich von der zugrunde liegenden Modellgenauigkeit ab. Teilweise werden eigene Modelle für die Umweltgerechtigkeitsanalyse berechnet,⁶² meistens wird aber auf vorhandene Karten der öffentlichen Verwaltung zurückgegriffen.⁶³ Gerade bei größeren Stichproben oder in Kombination mit statistikbasierten Ansätzen bei sozio-

⁵⁹Hoffmann u. a., 2003; Kohlhuber u. a., 2006; Kunz, 2012

⁶⁰Babisch, 2009; Rotko u. a., 2000

⁶¹Brainard u. a., 2002; Branis u. Linhartova, 2012

⁶²Lam u. Chung, 2012; Köckler u. a., 2008; Fan u. a., 2012; Grineski u. a., 2007; Pearce u. a., 2006

⁶³Gaffron, 2011; Havard u. a., 2011; Diekmann u. Meyer, 2011; Kruize u. Bouwman, 2004; Jephcote u. Chen, 2012; Mitchell u. Dorling, 2003

ökonomischen Daten sind Lärm- und Luftschadstoffmodelle wegen des geringeren Aufwands der einzige praktikable Weg.

Für komplette Stadtgebiete, mit denen bei statistikbasierten Ansätzen gearbeitet wird, können mit vertretbarem Aufwand nur modellierte Belastungskarten verwendet werden. Die Modellqualität bei Lärm- und Luftschadstoffen hat sich innerhalb von Großstädten der Europäischen Union (EU) in den letzten Jahren aufgrund einheitlicher Standards verbessert, sodass eine gute Datengrundlage vorliegt.

2.3 Ableitung des Forschungsbedarfs

Zu den sozialräumlichen Verteilungen von Lärm und Luftschadstoffen gibt es bereits einzelne Studien mit einem Untersuchungsgebiet in Deutschland. Die Ergebnisse zeigen, dass Menschen mit niedrigem sozio-ökonomischen Status ein höheres Risiko aufweisen, höheren Lärm- und Luftschadstoffbelastungen ausgesetzt zu sein. Da im Ausland auch entgegengesetzte Wirkrichtungen auftreten, liegt weiterer Analysebedarf vor.

Die Mehrzahl der Studien in Deutschland verwendet stichprobenbasierte Ansätze. Damit lassen sich keine flächendeckenden Aussagen treffen. Das Potential der für die meisten deutschen Ballungsräume vorliegenden Belastungskarten wird somit nicht ausgeschöpft. Dementsprechend ist es ein Ziel, aus der Kombination mit sozio-ökonomischen Daten bisher nicht vorhandene Handlungsempfehlungen zur Lärminderung bzw. Luftreinhalteplanung abzuleiten.

Eine Studie in Berlin untersucht die Verteilung von Luftschadstoffen unter Verwendung der flächendeckenden Belastungskarten. Allerdings werden vergleichsweise große räumlich-statistische Bezugseinheiten mit durchschnittlich 7.500 Einwohnern verwendet.⁶⁴ Zumindest beim kleinräumig wirkenden Lärm besteht bei dieser Größe das Risiko, dass Belastungsunterschiede innerhalb der Bezugseinheiten unberücksichtigt bleiben. Dementsprechend ist es eines der Ziele dieser Arbeit, deutlich kleinräumigere Bezugseinheiten für die sozio-ökonomischen Daten zu nutzen.

Die bisher vorliegenden Studien verwenden die absolute Belastung durch Lärm und Luftschadstoffe. Welche Folgen damit insbesondere im Hinblick auf Gesundheitswirkungen verbunden sind, wird nicht betrachtet.⁶⁵ Dementsprechend soll zusätzlich eine Bewertung durchgeführt werden, um die durch Lärm und Luftschadstoffe mitverursachten Krankheiten zur berücksichtigen.

⁶⁴Franck u. a., 2014, S. 583

⁶⁵Hornberg u. Pauli, 2009, S. 57

Mit den möglicherweise auftretenden Ungleichverteilungen stellt sich die Frage nach den Ursachen. So könnte beispielsweise bei einzelnen sozio-ökonomischen Gruppen eine Selbstselektion vorliegen, d. h. die belasteten Wohnstandorte werden bewusst gewählt. Zum Nachweis derartiger Prozesse sind jedoch andere methodische Ansätze und Datengrundlagen besser geeignet, so dass diese Frage nicht weiter verfolgt wird.

Neben den unterschiedlichen methodischen Ansätzen findet in der Literatur zu Umweltgerechtigkeit auch eine individuelle Wertung von festgestellten Verteilungen statt. Diese kann jedoch nie völlig objektiv sein und es wird in der Arbeit bewusst darauf verzichtet. Die Antwort auf die Frage „Welche Ungleichheit ist ungerecht?“ wäre zu schwierig. Ein Ansatzpunkt für die persönliche Wertung bietet die folgende Aussage: „Ungleichheiten [sind] *nicht ungerecht* [...], wenn sie aus freier Wahl resultieren oder von unbeeinflussbaren Unfällen oder Katastrophen herrühren; wenn sie nicht individueller oder sozialer Institutionen-Kontrolle unterstehen. Jedoch *ungerecht* sind Ungleichheiten, wenn Menschen durch andere benachteiligt werden, ohne dass dies sein müsste und es anderen obliegen könnte, diese Benachteiligung zu verbessern oder mindestens zu kompensieren.“⁶⁶

2.4 Zusammenfassung des Forschungs- und Kenntnisstandes

Umweltgerechtigkeit ist die faire Behandlung von allen Menschen ohne Rücksicht auf ethnischen Hintergrund, Hautfarbe und Einkommen und deren tatsächliche Beteiligung bei der Entwicklung, Umsetzung und Durchsetzung von Umweltgesetzen, Regulierung und Planung. Während Umweltgerechtigkeit in den USA in Gesetzen, im Planungsprozess und in der Wissenschaft seit Jahrzehnten fest verankert ist, ist dieses Themengebiet in Europa und besonders in Deutschland vergleichsweise neu.

Ungleiche Verteilungen zwischen sozio-ökonomischen Gruppen bei der Umweltbelastung sind quantitativ messbar. Die Bewertung, was als „gerecht“ oder „ungerecht“ wahrgenommen wird, ist dagegen in hohem Grade normativ. Deshalb wird im weiteren Verlauf der Schwerpunkt auf die Quantifizierung von Verteilungen gelegt.

Es gibt viele Dimensionen von Umweltgerechtigkeit wie z. B. der Zugang zu positiven Umweltgütern, faire Planungs- und Entscheidungsprozesse und die Verursacherseite. Der Schwerpunkt dieser Arbeit wird aber auf die sozialräumliche Verteilung von Belastung durch negative Umweltgüter gelegt. Es gibt eine Reihe von internationalen und auch deutschen Studienergebnissen, die bei niedrigem sozio-ökonomischen Status höhere Risiken für

⁶⁶Schröder-Bäck, 2012, S. 51

Lärm- und Luftschadstoffbelastungen zeigen. Diese Studien basieren auf unterschiedlichen Methoden.

In Deutschland überwiegen bisher die stichprobenbasierten Ansätze, bei denen die Umweltbelastung für Personen ermittelt wird, die zu ihrer sozio-ökonomischen Situation befragt wurden. Selten angewendet wurden bisher statistikbasierte Ansätze, bei denen flächendeckend Umweltdaten mit sozio-ökonomischen Daten aus Statistiken verknüpft werden.

Deshalb ist es das zentrale Ziel dieser Arbeit, flächendeckende Umweltdaten auf möglichst kleinräumiger Ebene mit sozio-ökonomischen Daten aus ebenfalls flächendeckenden Statistiken in einem deutschen Ballungsraum zu verknüpfen. Dabei soll nicht nur die absolute Belastung betrachtet werden, sondern darüber hinaus auch eine ökonomische Bewertung der verursachten Gesundheitsfolgen durchgeführt werden.

Kapitel 3

Bewertung der externen Effekte Lärm und Luftschadstoffe

Die Umweltpolitik wird heute in zunehmendem Maße aus ökonomischer Perspektive betrachtet. Da durch umweltpolitische Maßnahmen heutige und zukünftige Umwelt- und Gesundheitsschäden, die auch finanziell die Gesellschaft schädigen, vermieden werden können, ist deren ökonomische Bewertung von Bedeutung.¹

Das wirtschaftlich ausgerichtete Kapitel 3 ist notwendig, da das Summieren der absoluten Werte von Luftschadstoffbelastungen und speziell Lärm auf die Ebene von Regionen oder sozio-ökonomischen Gruppen kaum möglich ist. Ein zusätzlicher Mehrwert der Bewertung ist die Bewusstseinsbildung über die ungefähre Höhe und die Relevanz von Umweltwirkungen für die Gesellschaft. Primäres Ziel ist allerdings die Verwendung der externen Kosten als einfach handhabbarer Lärm- und Luftschadstoffindikator in der späteren Analyse der sozialräumlichen Verteilung.

Dieses Kapitel führt zu Beginn kurz in das Konzept der externen Kosten ein. Anschließend wird literaturgestützt die Entstehung von Lärm und Luftschadstoffen durch Verkehr dargestellt und deren Wirkungen beschrieben. Das Kapitel 3.2 stellt die wirtschaftswissenschaftlichen Grundlagen der Bewertung externer Effekte anhand der Literatur dar. Im Unterschied zu bisherigen Abschätzungsmethoden werden Kostensätze entwickelt, die sich auf die Belasteten und deren jeweilige Immissionsbelastung beziehen. Den Schwerpunkt stellt dabei die volkswirtschaftliche Bewertung von Gesundheitsrisiken dar. In Kapitel 3.3 wird die allgemeine Methodik zur Bewertung auf Luftschadstoffe und Lärm angewandt. Dabei werden auch die Datengrundlagen sowie wirkungsspezifische Besonderheiten dargestellt. Abgeschlossen wird das Kapitel in 3.4 durch spezifische Kostensätze zur Bewertung von Luftschadstoffen und Lärm, die später als Werkzeug in der Analyse eingesetzt werden.

¹Umweltbundesamt, 2012c, S. 6

3.1 Externe Effekte des Verkehrs

3.1.1 Einführung

Das Verkehrssystem ist ein wichtiger Bestandteil des täglichen Lebens und unserer Gesellschaft. „Eine leistungsfähige Verkehrsinfrastruktur ist das Rückgrat eines starken und dynamischen Wirtschaftsstandortes Deutschland [und schafft] die Grundlage für eine nachhaltige Mobilität von Menschen und Gütern mit besserer Erreichbarkeit und höherer Lebensqualität.“²

Neben dem Nutzen des Verkehrssystems für den Einzelnen und die Gesellschaft als Ganzes verursacht es allerdings auch Kosten und unerwünschte Folgewirkungen. Für den Einzelnen sind diese Kosten beispielsweise Kraftstoffe, Fahrzeugabschreibung, Versicherungen und Fahrkarten. Auf gesellschaftlicher Ebene sind die offensichtlichen Kosten die Wegekosten. Sie berücksichtigen die notwendigen Ausgaben für Betrieb, Unterhalt und Verwaltung der Verkehrswege sowie die Kapitalkosten für den Wertverlust in der Zeit.³ Verkehrsunfälle sowie die Belastung mit Lärm und Luftschadstoffen sind Folgewirkungen des Verkehrs. Hinzu kommt außerdem der Beitrag des Verkehrs zum Ressourcenverbrauch und zum globalen Umweltproblem Klimawandel sowie die Flächenbeanspruchung.⁴

Die vorliegende Arbeit beschränkt sich allein auf die Bewertung der Umweltwirkungen durch Verkehrslärm und Luftschadstoffe. Beide haben vom Emissionsort ausgehend einen begrenzten Wirkungsradius und es sind unmittelbar die Einwohner einer Stadt betroffen. Gleichzeitig besitzen sie eine hohe Relevanz: Lärm, insbesondere Verkehrslärm, ist eines der am stärksten wahrgenommenen Umweltprobleme in Deutschland. So fühlten sich 2013 10 % der deutschen Bevölkerung stark und 37 % mittelmäßig durch Verkehrslärm gestört oder belästigt.⁵ Luftschadstoffe werden von der World Health Organization (WHO) als größter Verursacher von umweltbedingten Krankheiten angesehen.⁶

3.1.2 Definition externer Effekte und externer Kosten

Externe Effekte, bei Produktions- bzw. Konsumententscheidungen, treten auf, wenn ökonomische Aktivitäten außerhalb von Marktprozessen Wirkungen verursachen. In diesem Fall können die Effekte nicht mit Marktpreisen bestimmt werden. Das Versagen des Marktes, die Effekte in Preisen zu berücksichtigen, führt zu Fehlallokationen von knappen Ressourcen und zu nicht wohlfahrtsoptimalen Entscheidungen. Praktisch bedeutet es, dass bei

²Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur, 2014a, S. 5

³Friedemann u. a., 2010, S. 3

⁴Friedemann u. a., 2010, S. 7

⁵Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit u. Umweltbundesamt, 2013, S. 52

⁶World Health Organisation, 2014, S. 1

negativen externen Umwelteffekten falsche Preissignale gesetzt werden und die Nachfrage nach dem umweltschädigenden Gut zu hoch ausfällt.⁷ Von den Effekten sind unbeteiligte Dritte betroffen, deren Verluste nicht kompensiert werden. Werden die Kosten für die Schadwirkung oder für ihre Vermeidung abgeschätzt, wird von externen Kosten gesprochen.

Die ökonomische Lösung für dieses Marktversagen liegt in der Internalisierung der externen Kosten. Bei Vorliegen von Eigentumsrechten, vollkommener Information und fehlender Transaktionskosten kann dies durch direkte Verhandlungen zwischen den Akteuren über Kompensationszahlungen erfolgen („Coase-Theorem“).⁸ Liegen diese Bedingungen nicht vor, kann der Staat die Preisdivergenz durch „außergewöhnliche Anreize“ oder „außergewöhnliche Beschränkungen“ auflösen. Typisch sind dafür Subventionen und Steuern.⁹ Im Verkehrssektor wird in diesem Zusammenhang über die Internalisierung durch Steuern, Maut, Gebühren und Emissionshandelssysteme diskutiert.¹⁰

Externe Kosten sind weit über die Umweltökonomie hinaus ein verbreitetes Verfahren, um negative Effekte menschlicher Aktivitäten auf andere Menschen, Regionen oder Generationen sichtbar zu machen. Im Verkehr werden sie für die Bewertung von Investitionsalternativen (z. B. Bundesverkehrswegeplanung), für die Festsetzung von Straßenbenutzungsgebühren (z. B. EU-Wegekostenrichtlinie¹¹ und deutsche Lkw-Maut) oder zur Darstellung der Kostenstruktur im Verkehrswesen¹² verwendet.¹³

Bei Luftschadstoffen und Lärm treten zwischen Exposition und Wirkung teilweise nichtlineare Beziehungen auf, die entsprechend bewertet werden müssen. Hinzu kommt, dass gerade die Belastung durch Verkehrslärm nicht durch arithmetische Mittelwerte zusammengefasst werden kann. Somit spielen in dieser Arbeit die externen Kosten als einfach handhabbarer Indikator eine zentrale Rolle. Darüber hinaus werden mit der Berechnung externer Umweltkosten folgende Ziele verfolgt:¹⁴

- Verdeutlichung der ökonomischen Tragweite von unterlassenen Umweltschutz.
- Qualitative Beurteilung der Wirkung von umweltpolitischen Instrumenten sowie Gegenüberstellung mit deren Kosten.
- Identifikation der Verursacher (hier primär der Verkehrsträger Straße, Schiene und Luftverkehr).

⁷Woeckener, 2014, S. 95

⁸Breyer u. a., 2010, S. 272-274

⁹Pigou, 1932, S. II.IX 16 (§ 13)

¹⁰European Commission, 2011b, S. 17-18, 33-34

¹¹European Commission, 2011a

¹²z. B. van Essen u. a., 2011

¹³Becker u. Gerlach, 2013, S. 40

¹⁴Umweltbundesamt, 2012c, S. 9-10

- Vergleichende Umweltbewertung zwischen Lärm und Luftschadstoffen sowie zwischen den Belastungen sozio-ökonomischer Gruppen.

Auch wenn externe Kosten berechnet werden, handelt es sich um Schätzungen und Bewertungen. Exakte Berechnungen, wie wir sie im täglichen Leben gewohnt sind, sind dabei nicht möglich. Schließlich geht es bei der Berechnung der externen Kosten darum, eine Möglichkeit zu haben, die Größenordnung von Kosten für Wirtschaftsbereiche angeben zu können, für die bisher kein Markt existiert. Jedes Ergebnis solcher Schätzungen hängt von der Wahl der Methodik und der Datengrundlage ab, sodass sie in Wirklichkeit niedriger oder - wahrscheinlicher - höher als angegeben sind. Der Zweck der Schätzungen liegt nicht darin, exakte Bilanzen zur Verfügung zu stellen, sondern einen Eindruck vom Umfang und den relativen Kostenanteilen zu vermitteln. Damit soll bei politischen Entscheidungen mit Auswirkungen auf Lärm und Luftschadstoffe die Prioritätenfestlegung unterstützt werden.¹⁵

3.1.3 Verkehrslärm

3.1.3.1 Physikalische und technische Grundlagen

Schallereignisse, bei denen sich schnelle Luftdruckschwankungen von einer Schallquelle in Wellen wegbewegen, können objektiv mit physikalischen Größen gemessen werden.¹⁶ Im Gegensatz dazu ist Lärm eine rein subjektive Wahrnehmung und somit eine Bewertung von Schallereignissen, die „zu Störungen, Belästigungen, Beeinträchtigungen oder Schäden führen kann“.¹⁷ Lärm ist ein unerwünschtes Schallereignis. Ob und in welchem Umfang Schallereignisse des Verkehrs als Lärm wahrgenommen werden, ist von Frequenz, Schallintensität, Schallkontinuität und der persönlichen und situativen Wahrnehmung abhängig.

Aus der Diskrepanz zwischen Schallereignis und Lärm ergibt sich, dass alle Berechnungen zum Thema Verkehrslärm den Versuch einer Annäherung an die menschliche Wahrnehmung darstellen. Zur quantitativen Bestimmung werden grundsätzlich physikalische Zusammenhänge zu Grunde gelegt. Um die Wirkung auf den Menschen abzubilden, müssen aber Verallgemeinerungen vorgenommen werden. So kann es sein, dass der über eine Stunde gemittelte Dauerschallpegel von zwei Zügen oder Flugzeugen in ansonsten geräuscharmer Umgebung die gleiche Höhe wie von konstant fließendem Straßenverkehr hat. Menschen werden diese rechnerisch gleichen Dauerschallpegel jedoch völlig unterschiedlich wahrnehmen. Wie werden nun diese Schallpegel durch Verkehr berechnet?

¹⁵Becker u. a., 2012, S. 24

¹⁶Krell, 1990, S. 15

¹⁷Deutsches Institut für Normung, 2009, S. 5

Durch Luftverwirbelungen (Karosserie, Reifen) während der Fahrt und durch die Antriebstechnik (Motor, Auspuff) wird ein Teil der zugeführten Energie in Form von Luftdruckschwankungen in alle Richtungen um das Fahrzeug abgestrahlt. Mit zunehmendem Abstand und durch Reflexion des Schalls an Flächen nimmt die Schallintensität ab.¹⁸ Das Einwirken des Schalls am Beobachtungsort wird als Schallimmission bezeichnet. Ausgedrückt werden die Schallimmissionen, über einen längeren Zeitraum gemittelt, auf einer logarithmischen Skala als äquivalenter Dauerschallpegel L_{Aeq} in der Einheit Dezibel (dB).¹⁹ Bei der Wahrnehmung durch den Menschen am Immissionsort muss berücksichtigt werden, dass hohe und tiefe Töne weniger laut empfunden werden als Töne im mittleren Frequenzbereich. Die unterschiedlichen Frequenzen werden mit Hilfe der A-Bewertungskurve auf eine einheitliche Lautstärkeempfindung normiert.²⁰ Mit der Einführung der EU-Umgebungslärmrichtlinie²¹ haben sich drei Lärmindizes in der Lärminderungsplanung durchgesetzt: L_{Day} (6 - 18 Uhr), $L_{Evening}$ (18 - 22 Uhr) und L_{Night} (22 - 6 Uhr). Alle drei Indizes sind A-gewichtete äquivalente Dauerschallpegel. Aus den drei Indizes wird ein gemeinsamer Lärmpegel Tag-Abend-Nacht (L_{DEN}) gebildet. Um die erhöhte Wirkintensität während der Abend- und Nachstunden zu berücksichtigen, werden bei der logarithmischen Summierung der drei Indizes Zuschläge für $L_{Evening}$ und L_{Night} in Höhe von 5 bzw. 10 dB(A) vorgenommen.²²

Bei der Anwendung der A-Bewertungskurve und der Ermittlung von L_{DEN} können, je nach Lärmcharakteristik, Fehlbewertungen auftreten. So werden bei der A-Bewertungskurve niedrige Frequenzen nur zu einem geringen Anteil berücksichtigt, wodurch es bei Flug- und Lkw-Lärm zu einer Unterschätzung kommen kann, während die Effekte von Lärmschutzwänden aus akustischen Gründen überbewertet werden können.²³ Genauso werden die gesundheitlichen Auswirkungen von kurzzeitig auftretenden Schallimpulsen, die zu Maximalpegeln führen (z. B. Schienen- und Flugverkehr), unzureichend beim äquivalenten Dauerschallpegel berücksichtigt.²⁴ Trotz der vielfältigen Vereinfachungen sind Lärmpegel in dB(A)²⁵ als geeignete Einheiten anzusehen, um den Zusammenhang zwischen Lärmexposition und Lärmwirkung für die Gesamtheit der Bevölkerung mit ihrem breiten Spektrum an individuellen Einflüssen abzubilden.²⁶

¹⁸Lerch u. a., 2009, S. 257, 263

¹⁹Deutsches Institut für Normung, 2009

²⁰Lerch u. a., 2009, S. 485

²¹European Commission, 2002b

²²Bundesministerium der Justiz, 2013b, § 2

²³Guski u. a., 2004, S. 10

²⁴Lerch u. a., 2009, S. 535

²⁵Im Folgenden wird nur die Einheit dB verwendet, da grundsätzlich die A-Bewertung zu Grunde liegt.

²⁶Babisch, 2011, S. 29

3.1.3.2 Wirkungen von Lärm

Lärm kann bei sehr hohen Pegeln direkte Hörschädigungen auslösen (aurale Wirkung). Der dafür relevante Pegel von 80 dB wird allerdings nur im Arbeitsumfeld und in der Freizeit (z. B. Musik) erreicht und muss separat betrachtet werden. Bei Umgebungslärm hingegen, dessen wichtigste Ursache der hier betrachtete Verkehr ist, treten niedrigere Pegel auf, die bei längerer Exposition aber ebenfalls zu Gesundheitsbeeinträchtigungen und Minderung der Lebensqualität führen können (extraaurale Wirkung). Die Abbildung 3.1 stellt ausgewählte Wirkungen dar. Die Bandbreite der Belasteten, die am Ende die Schäden und Risiken zu tragen haben, reicht von Baulastträgern der Verkehrsinfrastruktur über Tourismusbetriebe bis zu Krankenkassen. Es wird kein Anspruch auf Vollständigkeit erhoben, da es teilweise auch Überschneidungen gibt. Nur ein Teil dieser Wirkungen kann mit dem heutigen Stand des Wissens mit hinreichender Sicherheit monetär bewertet werden.

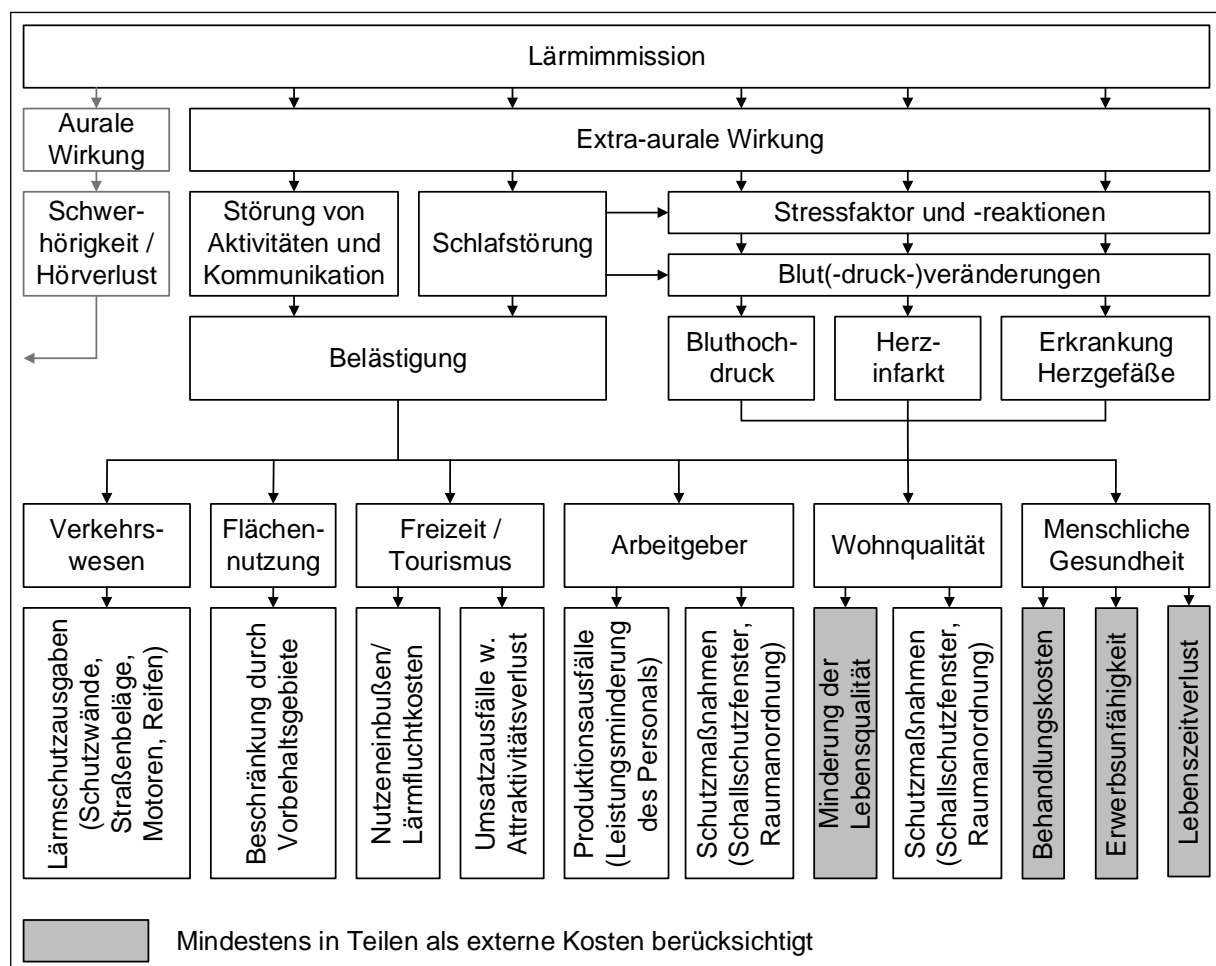


Abbildung 3.1: Wirkungen von Lärm²⁷

²⁷Eigene Darstellung nach Bundesamt für Raumentwicklung, 2004, S. 4, Babisch, 2006, S. 11, Schmid, 2004, S. 63

Die Wirkungen von Lärm werden im weiteren Verlauf nach den Schadenskategorien Gesundheitswirkung und Belästigungswirkung unterschieden. Zur Kategorie Belästigung gehören Störungen der sozialen Aktivitäten und der Kommunikation sowie allgemeines Unbehagen. Die Schadenskategorien erfordern unterschiedliche Bewertungsansätze, da die Belästigungswirkung einen individuellen Nutzenverlust bedeutet, während die Gesundheitswirkungen auch Behandlungs- und Ausfallkosten beinhalten.

Die Kategorie Belästigung wird in Kapitel 3.3.1.5 bewertet, während die Gesundheitswirkungen in Kapitel 3.3.1.4 diskutiert werden. Vorab muss allerdings die Bewertung weiter eingegrenzt werden.

a) Gesundheitswirkungen Lärmbelastungen werden mit vielen Gesundheitswirkungen in Zusammenhang gebracht wie Herz-Kreislauf-Erkrankungen, Bluthochdruck, Schlafstörungen, Tinnitus, Stoffwechselerkrankungen, Schwächung des Immunsystems oder Konzentrationsstörungen bei Kindern.²⁸ Ausgangspunkt aller Wirkungen ist das Gehör, das ständig akustische Informationen aufnimmt, die vom Gehirn weiterverarbeitet werden. Emotionale Prozesse und der Hormonhaushalt des Körpers werden durch Teile des Gehirns (Limbisches System) beeinflusst. Studien zeigen, dass Lärm am Tag und in der Nacht den Blutkreislauf verändert und Stresshormone ausgeschüttet werden. Die Stressreaktionen sind genetisch bedingt, können aber durch Umgebungsfaktoren variieren. Sie lösen vielfältige physiologische Reaktionen des Körpers aus und können letztendlich zum Auftreten von Krankheiten führen.²⁹

Nach dem Lärmreaktionssystem von Babisch (2006) verursacht Lärm Erkrankungen der Herzkranzgefäße (koronare Herzerkrankung). Dieser Herz-Kreislauf-Erkrankung sind auch Herzinfarkt (Myokardinfarkt) und Bluthochdruck (Hypertonie) zuzurechnen.³⁰

Bei der koronaren Herzkrankheit tritt eine Verminderung oder Unterbrechung der Durchblutung des Herzens auf, die durch Ablagerungen (atherosklerotischer Plaques) verursacht wird. Dadurch kann es zu einem Missverhältnis zwischen dem Sauerstoffangebot und -bedarf des Herzmuskels kommen, welches sich als Angina pectoris äußern kann. In akuter Form kann es durch einen Thrombus zum Verschließen von Gefäßen kommen oder die Reduktion des Blutflusses führt zu einem Absterben von Teilen des Herzmuskels (Herzinfarkt).³¹

Bei Bluthochdruck ist der Druck des Blutes auf die Innenwände der Blutgefäße, speziell der Arterien, chronisch erhöht. Obwohl die Krankheit meistens symptomlos oder mit uncharakteristischen Beschwerden verläuft, steigt die Beanspruchung des Herzens und

²⁸World Health Organisation, 2011, S. 3, Lerch u. a., 2009, S. 278, Babisch, 2006, S. 10, Giering, 2010

²⁹Babisch, 2006, S. 10-11

³⁰Babisch, 2006, S. 11

³¹Bundesärztekammer, 2013, S. 63

es kann zur Verhärtung der Arterien kommen. Es gibt keine eindeutige Ursache, aber verschiedene Faktoren des Lebensstils (z. B. Stress) begünstigen die Krankheit. Ohne medikamentöse Behandlung steigt das Risiko von Folgeerkrankungen an den Herzkranzgefäßen.³²

Schlafstörungen gehören aus Sicht der Bevölkerung zu den am stärksten wahrgenommenen Gesundheitsauswirkungen durch Verkehrslärm. Obwohl die WHO Schlafstörungen als Krankheit einstuft,³³ bereitet die monetäre Bewertung Schwierigkeiten. Schlafstörungen sind oft eine Vorstufe anderer Krankheiten.³⁴ Die Krankheitskostenstatistik beinhaltet aber auch nicht auf Lärm zurückzuführende Krankheitsfälle³⁵ und die Anzahl der Belasteten lässt sich aufgrund niedriger Wirkschwellen³⁶ nur schwer ermitteln. Bevor eine selbstständige Berücksichtigung möglich ist, müssen neue fachliche Grundlagen geschaffen werden. Bis dahin muss davon ausgegangen werden, dass ein großer Anteil durch die Kostenkomponente „Belästigung“ abgedeckt wird.

b) Belästigung Als Belästigung durch Lärm wird das bewusste Gefühl der Abneigung, des Missfallens, des Unbehagens und der Unzufriedenheit durch das Einwirken von Lärm auf Gedanken, Gefühle oder Aktivitäten bezeichnet.³⁷ Gemessen wird Belästigung als „skalierte Selbstaussagen von Personen über ihre erlebte Belästigung durch Verkehrsgereusche“,³⁸ die für das Individuum einen Nutzenverlust beschreiben. In der Literatur sind für den Effekt unterschiedliche Begriffe wie Lästigkeit, Belästigung oder im Englischen Annoyance verbreitet, die hier synonym verwendet werden.

Belästigung durch Lärm wird von der Bevölkerung in Deutschland als zentrales Umweltproblem wahrgenommen. So fühlten sich im Jahr 2012 54 % der Menschen von Straßenlärm in ihrem Wohnumfeld belästigt, 23 % durch Fluglärm und 34 % durch Schienenlärm. Jeder Zehnte fühlte sich dabei sogar stark durch Verkehrslärm belästigt.³⁹ Seit 2002 hat ein leichter Rückgang der Problemwahrnehmung stattgefunden.⁴⁰

Schwierigkeiten bereitet eine klare Abgrenzung, welche Effekte zur Belästigung gehören und welche Effekte nicht. Weder die Dokumente mit Richtliniencharakter⁴¹ noch die zugrundeliegenden wissenschaftlichen Studien⁴² definieren, was das vielschichtige Konzept

³²Khan, 2005, S. 469, 479

³³World Health Organisation, 2011, S. 56

³⁴Sachverständigenrat für Umweltfragen, 2004, S. 176

³⁵ICD-Schlüssel: G47

³⁶World Health Organisation, 2011, S. 63; Miedema u. a., 2002, S. 39; Maibach u. a., 2007, S. 235

³⁷Hunt, 2001, S. 18

³⁸Verein deutscher Ingenieure, 2013b, S. 4

³⁹Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit u. Umweltbundesamt, 2013, S. 52

⁴⁰Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit u. Umweltbundesamt, 2002, S. 38

⁴¹European Commission, 2002a, Verein deutscher Ingenieure, 2013b

⁴²Miedema u. Oudshoorn, 2001, S. 409, Miedema u. Vos, 1998, S. 3432

der Belästigung im Vergleich zu anderen Lärmfolgen überhaupt ist. Erkennbar sind zwei Elemente: Belästigung beinhaltet als kleinere Komponente Ausfallfolgen, bei denen durch Ablenkung beispielsweise die Leistungsfähigkeit am Arbeitsplatz eingeschränkt wird. Hinzu kann die Störung und Einschränkung der Kommunikation kommen, worauf mit Verhaltensanpassungen wie kurzen, abgehackten Sätzen oder Änderungen im Sozialverhalten reagiert wird.⁴³

3.1.4 Luftschadstoffe

Luftschadstoffe sind schädlich für die menschliche Gesundheit und die gesamte Umwelt. Die Herkunft von Luftschadstoffen kann sowohl natürlichen Ursprungs als auch anthropogen, d. h. durch den Menschen verursacht sein. Über die Atmosphäre können sie sich über große Gebiete der Erde verteilen. Als Luftverunreinigungen gelten Veränderungen der natürlichen Zusammensetzung der Luft, in der Regel durch einen Mix von Rauch, Ruß, Staub, Gasen, Aerosolen, Dämpfen oder Geruchsstoffen.⁴⁴

Während die Emissionen von Verbrennungsprozessen bei Industrie und Energieerzeugung sowie durch den Straßenverkehr relativ konstant sind, sind die Emissionen von Haushalten witterungsbedingten Schwankungen unterworfen. Beispielsweise entstehen bei winterlichen Hochdruckwetterlagen und niedrigen Temperaturen erhöhte Emissionen durch verstärktes Heizen. Gleichzeitig sind diese Wetterlagen durch niedrige Windgeschwindigkeiten gekennzeichnet, wodurch der Austausch zwischen den Luftschichten gemindert werden kann und es somit zu höheren Schadstoffimmissionen am Boden kommt. Insgesamt wird die Ausprägung der Immissionen über die großräumige Wetterlage mit beeinflusst.⁴⁵

Erfreulich ist, dass es bei Luftschadstoffen in Deutschland durch vielfältige Minderungsmaßnahmen seit 1990 bemerkenswerte Verbesserungen gab. Wintersmog stellt kein Problem mehr dar und auch Schadstoffkonzentrationen, wie sie heute aus Schwellenländern berichtet werden, treten in Deutschland schon seit Langem nicht mehr auf. Große Fortschritte im Vergleich zu 1990 gibt es bei Emissionen von Kohlenmonoxid (- 74 %), Staub (- 85 %) und Schwefeldioxid (- 92 %).⁴⁶ Die Messung der Immissionen dieser Stoffe wurde an vielen Messstationen bereits eingestellt. Stattdessen sind andere Stoffe in den Vordergrund gerückt: Feinstaubimmissionen (PM₁₀, PM_{2,5}), Stickoxide (NO_x), polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) und das troposphärische (bodennahe) Ozon (O₃) sind heute die zentralen Belastungen. Auch in Berlin stehen Feinstaub (PM₁₀, PM_{2,5}) und Stickstoffdioxid (NO₂) im Zentrum der Luftreinhalteplanung.⁴⁷

⁴³Schmid, 2004, S. 70

⁴⁴Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2011, § 3

⁴⁵Umweltbundesamt, 2013, S. 2

⁴⁶Umweltbundesamt, 2013, S. 7

⁴⁷Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, 2013d, S. 45-53

3.1.4.1 Arten und Quellen wichtiger verkehrlicher Luftschadstoffe

Jeder Luftschadstoff hat spezifische Entstehungs- und Ausbreitungsmechanismen, die entscheidenden Einfluss auf die räumliche Verteilung der Immissionen haben. Angelehnt an die heutige Belastungssituation werden nachfolgend Stickoxide und Feinstaub detailliert betrachtet.

a) Stickoxide Die Oxide des Stickstoffs, deren verschiedene Oxidationsformen als Stickoxide zusammengefasst werden, sind atmosphärische Spurengase. Stickoxide sind Teil des Stickstoffkreislaufs und es gibt diverse natürliche Quellen aus biologischen Prozessen in Böden, im Meerwasser und in kontinentalen Wasserkörpern. Hinzu kommen anthropogene Quellen in der Landwirtschaft (Verwendung mineralischer Stickstoffdünger) sowie die Verbrennung von Biomasse und fossilen Energieträgern im Verkehrs- und Kraftwerksbereich. Seit der Industrialisierung haben die Konzentrationen in der Troposphäre zugenommen. Von dort findet als einer der Abbaumechanismen ein langsamer Fluß in die Stratosphäre statt, wo ein photochemischer Abbau von Distickstoffmonoxid stattfindet.⁴⁸

Im Verbrennungsprozess im Motor kann NO_x auf drei verschiedenen Wegen gebildet werden. Die Emissionen sind von den Betriebsbedingungen abhängig, aber meistens überwiegt die thermische NO-Bildung, die bei hohen Temperaturen im Brennraum mit Luftstickstoff stattfindet. Die entstehenden NO_x -haltigen Gemische setzen sich im wesentlichen aus Stickstoffmonoxid und Stickstoffdioxid zusammen. Gerade Dieselfahrzeuge weisen traditionell deutlich höhere NO_x -Emissionen auf. Erst mit der Abgasnorm Euro 6 (ab 2014/2015) wird eine Annäherung der Emissionsgrenzwerte bei Benzin- und Dieselpkw im Fahrzyklus stattfinden. Diese Grenzwerte sind bei Dieselfahrzeugen nur durch umfangreiche Abgasnachbehandlungssysteme mit Oxidationskatalysatoren und den mit zusätzlichen Harnstofflösungen arbeitenden SCR-Katalysatoren einzuhalten.⁴⁹

In der Atmosphäre oxidiert das Stickstoffmonoxid weiter zu Stickstoffdioxid, sodass beim Thema Luftqualität meistens von Stickstoffdioxid (NO_2) gesprochen wird. Umgekehrt wird speziell im Sommer ein Teil des Stickstoffdioxids durch intensive Sonnenstrahlung in Stickstoffmonoxid und Sauerstoff-Atome gespalten. Dabei tragen Emissionen von Stickoxiden gemeinsam mit Kohlenwasserstoffen zur Bildung von photochemischem Smog bei, der zur Trübung der Luft führen kann. Voraussetzung für diese Prozesse sind mehr-tägige luftaustauscharme Schönwetterperioden. In diesem Reaktionsmechanismus bilden sich auch oxidierende Substanzen (Photooxidantien), zu denen der sekundäre Luftschadstoff O_3 gehört. Hohe Ozonkonzentrationen treten primär in Ballungsräumen und in der Regel am Nachmittag auf, können sich aber auch durch windbedingte Transportvorgänge

⁴⁸Sitzmann, 2010

⁴⁹Merker u. a., 2011, S. 278, 480, 488

weiter entfernt in den Lee-Bereichen der Ballungsräume bilden.⁵⁰ Innerhalb der Ballungsräume, wo durch Verbrennungsprozesse ständig neue Stickoxide emittiert werden, baut Stickstoffmonoxid Ozon unter Bildung von Stickstoffdioxid und Sauerstoff wieder ab.

Die Konzentration von NO_2 in einem Berliner Straßenabschnitt lässt sich nach folgenden Quellen untergliedern:⁵¹

- Die NO_2 -Vorbelastung durch den regionalen Hintergrund.
- Die zusätzliche Belastung durch den städtischen Hintergrund mit allen Berliner Emissionsquellen außer denen des Straßenabschnitts.
- Die im betrachteten Straßenabschnitt lokal emittierten NO_2 bzw. die in NO_2 umgewandelten NO aus verkehrsbedingten Emissionen.

Innerhalb von Berlin ist NO_2 ein im wesentlichen durch Emissionen im Stadtgebiet beeinflusster Luftschadstoff. So sind 70 bis 80 % der Belastung in innerstädtischen Wohngebieten mit wenig lokalem Verkehrsaufkommen auf innerstädtische Emissionen zurückzuführen. An Hauptverkehrsstraßen liegt der durchschnittliche städtische Verursacheranteil sogar noch höher, nämlich bei fast 90 % (Abbildung 3.2), und insgesamt sind 77 % der Immissionen auf den städtischen Straßenverkehr zurückzuführen. Knapp 51 % der verkehrsbedingten NO_2 -Emissionen im Hauptstraßennetz werden von Pkw verursacht, 28 % durch Nutzfahrzeuge und etwa 17 % durch Linienbusse.⁵² Die Beiträge des Flugverkehrs an den Immissionen in der Stadt sind gering, da ein Großteil der Emissionen in großen Höhen stattfindet und bis zum Boden eine starke Verdünnung eintritt.⁵³

Innerhalb der EU gelten zum Schutz der menschlichen Gesundheit bzw. der Vegetation Immissionsgrenzwerte für Stickstoffdioxid NO_2 (Tabelle 3.1). Wie in vielen anderen Städten auch kann insbesondere der Jahresmittelwert an Berliner Messstationen an Hauptverkehrsstraßen nicht eingehalten werden. Zwischen 2005 und 2012 ist an allen diesen sechs Messstationen der Grenzwert überschritten worden. Aus den bei 30 weiteren Probeentnahmegesamkeiten an Hauptverkehrsstraßen auftretenden Grenzwertüberschreitungen kann geschlossen werden, dass „in vielen Straßenzügen der Innenstadt mit Grenzwertüberschreitungen gerechnet werden muss“.⁵⁴ Trotz Luftreinhaltemaßnahmen in den letzten Jahren kann man keinen abnehmenden Trend bei NO_2 -Immissionen erkennen.⁵⁵

⁵⁰Sitzmann, 2010, Neuber u. Geldsetzer, 2011

⁵¹Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, 2013d, S. 86

⁵²IVU Umwelt GmbH, 2011, S. 32

⁵³Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, 2013d, S. 86-87

⁵⁴Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, 2013d, S. 47; Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, 2013c, S. 13; Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, 2012b, S. 22

⁵⁵Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, 2013c, S. 22

⁵⁶Eigene Darstellung; Datenquelle: IVU Umwelt GmbH, 2011, S. 62

⁵⁷Quelle: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2010, § 3

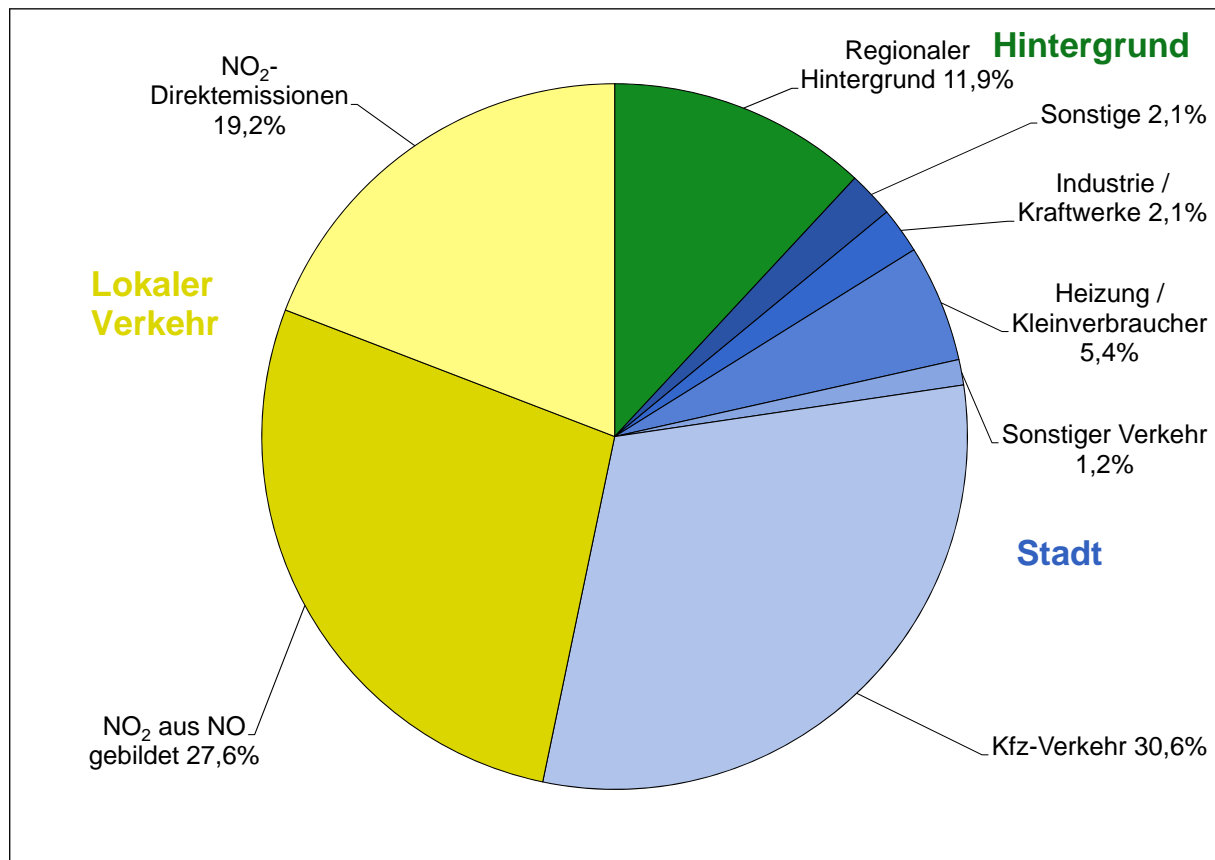


Abbildung 3.2: Mittlere Verursacheranteile (berechnet) der NO₂-Belastung an 27 Hauptverkehrsstraßen in Berlin im Jahr 2009⁵⁶

Tabelle 3.1: Gesetzliche Grenzwerte für Stickoxide (NO₂/NO_x)⁵⁷

Art und Zweck	Mittelungszeitraum	Grenzwert	Gültig ab
Stunden-Grenzwert für den Schutz der menschlichen Gesundheit	1 Stunde	200 µg/m ³ NO ₂ dürfen nicht öfter als 18 mal im Jahr überschritten werden	2010
Jahresgrenzwert für den Schutz der menschlichen Gesundheit	Kalenderjahr	40 µg/m ³ NO ₂	2010
Jahresgrenzwert für den Schutz der Vegetation	Kalenderjahr	30 µg/m ³ NO _x	2001

b) Feinstaub Die Begriffe Partikel, Feinstaub und Particulate Matter werden häufig synonym verwendet. Bezeichnet werden feste oder flüssige Teilchen mit klar definierten physikalischen Grenzen. So sind beispielsweise $PM_{2,5}$ alle die Partikel, die einen größenselektierenden Lufteinlass passieren, der bei einem aerodynamischen Durchmesser von $2,5 \mu$ einen Abscheidegrad von 50 % aufweist. Die geometrische Größe wird dabei auf die Sinkgeschwindigkeit eines kugelförmigen Partikels mit konstanter Masse in der Luft normiert.⁵⁸ Partikel der Größe PM_{10} können bis in den Brustraum des Menschen eindringen und werden als inhalierbarer Staub bezeichnet. Die Partikel der Größe $PM_{2,5}$ gelangen mit hoher Wahrscheinlichkeit bis in die Alveolen der Lunge.⁵⁹ Bei dieser Definition spielen die chemische Zusammensetzung, ihre Verursacher und ihre geometrische Struktur jedoch keine Rolle.

Die Lebensdauer der Partikel in der Atmosphäre ist mit wenigen Tagen bis einigen Wochen relativ kurz. In hohen Luftschichten streuen und absorbieren Partikel das Sonnenlicht. Je nach Effekt kann das Licht zurückgestreut werden (abkühlender Effekt) oder durch das Absorbieren in Wärme umgewandelt werden (erwärmender Effekt). Außerdem fungieren die Partikel als Kondensationskerne für Wolkentropfen.⁶⁰ Ob in der Summe kühlende oder erwärmende Effekte überwiegen, ist nach wie vor Gegenstand der Klimaforschung.⁶¹

Es gibt vielfältige Quellen von Feinstaub in der Atmosphäre. Zu den natürlichen Beiträgen zählen verwehter Wüstensand aus Nordafrika, von der Meeroberfläche gelöste Meeraerosole mit Salzhalt, Staub aus vulkanischem Ursprung oder biologisch gebildete Aerosole, wie beispielsweise Sporen.⁶² Daneben gibt es unterschiedliche anthropogene Quellen wie Industrie, fossile Kraftwerke, Gebäudeheizungen und Verkehr. Der Verkehrsbeitrag zur Feinstaubbelastung kann in drei Gruppen untergliedert werden:⁶³

- Direkt aus den Abgasen emittierte Partikel, die im wesentlichen aus Ruß bestehen.
- Diffus aus Reifen-, Brems- Kupplungs- und Straßenabrieb entstandene Partikel sowie Aufwirbelung von Staub durch vorbeifahrende Fahrzeuge.
- Sekundär gebildete Partikel aus gasförmigen Vorläuferstoffen (NO_x , Volatile organic compound (VOC)), die durch ihre chemischen Eigenschaften allerdings eher überregional von Bedeutung sind.

Bei Dieselmotoren und auch bei Benzinmotoren mit Direkteinspritzung bestehen die motorischen Partikel im wesentlichen aus elementarem Kohlenstoff (Ruß), Kohlenwasser-

⁵⁸Verein deutscher Ingenieure, 2009, S. 3-4

⁵⁹World Health Organisation, 2006, S. 219

⁶⁰Verein deutscher Ingenieure, 2009, S. 5-7

⁶¹IPCC, 2013a, S. 7-36, 7-37

⁶²European Environment Agency, 2012, S. 8-9

⁶³Quaß u. a., 2008, S. 7

stoffen und einem kleinen Anteil an Sulfaten. Die Partikelentstehung findet in chemischen und physikalischen Prozessen statt. Ausgangspunkt ist oft ein Kohlenwasserstoffring, aus dem sich kleine Rußkerne bilden, die sich zusammenballen. Nach der Anlagerung von verschiedenen Substanzen bilden sich aus den Rußteilchen lange kettenförmige Strukturen, die je nach Rahmenbedingung mit Sauerstoff oxidieren können. Die Größe der Partikel erstreckt sich über den Bereich von $2 < d_p < 150$ nm. In Partikelfiltern als Teil der Abgasnachbehandlung bleiben die Partikel an den wabenförmigen, porösen Innenwänden hängen und werden bei Erreichen der maximalen Beladung mit hohen Temperaturen verbrannt.⁶⁴

Die Partikel durch Abrieb sind zu einem größeren Anteil gröber als die Partikel aus der Motorverbrennung. Sie entstehen durch die Abnutzung von Reifen, Bremsen und der Straßenoberfläche. Je nach Ausgangsstoff variieren Größenverteilung und chemische Zusammensetzung stark. Hinzu kommt die Aufwirbelung von sich auf der Straßenoberfläche befindlichen Partikeln, die häufig aber nicht als primäre Emissionsquelle betrachtet werden.⁶⁵

Die Immissionsbelastung wird ähnlich wie bei Stickoxiden (Kapitel 3.1.4.1) durch den regionalen und städtischen Hintergrund sowie die lokalen Emissionen an den Hauptverkehrsstraßen beeinflusst. Innerhalb von Berlin lässt sich bei den PM_{2,5}-Belastungen ein großer Teil der Beiträge auf Quellen außerhalb der Stadt bzw. auf nicht verkehrsbedingte Emissionen zurückführen (Abbildung 3.3). Gewisse Unsicherheiten vorausgesetzt, ließen sich 2007 nur etwa 13 % der Immissionen auf den lokalen Verkehr zurückführen, weitere 15 % auf sonstigen Verkehr innerhalb der Stadt.⁶⁶ Mit den in Berlin erfolgten Luftreinhaltemaßnahmen wie der Umweltzone ist insbesondere der Beitrag durch Motorverbrennung an den Immissionen gesunken.⁶⁷

Innerhalb der EU gelten wie bei Stickoxiden Immissionsgrenzwerte für Feinstaub PM₁₀ bzw. PM_{2,5} (Tabelle 3.2). Bei Feinstaub sind die Messwerte in einem höheren Grad von der klimatischen Situation der jeweiligen Jahre abhängig, da dadurch beispielsweise der Ferneintrag bestimmt wird. Die Jahresmittelwerte in Berlin sind in den letzten Jahren gefallen und die Grenzwerte werden eingehalten. Auch die Anzahl an Überschreitungstagen ist, bei stärkeren Schwankungen, in den letzten Jahren tendenziell gefallen. Für die Einhaltung von zukünftigen Verschärfungen des PM_{2,5}-Grenzwertes sind aber weitere Reduktionen notwendig.⁶⁸

⁶⁴Merker u. a., 2011, S. 269-274, 494-495

⁶⁵European Environment Agency, 2013, S. 8-11

⁶⁶Pesch u. a., 2008, S. 52

⁶⁷Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, 2013d, S. 102

⁶⁸Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, 2013c, S. 17, 19, 20

⁶⁹Eigene Darstellung; Datenquelle: Pesch u. a., 2008, S. 65

⁷⁰Quelle: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2010, § 4, 5

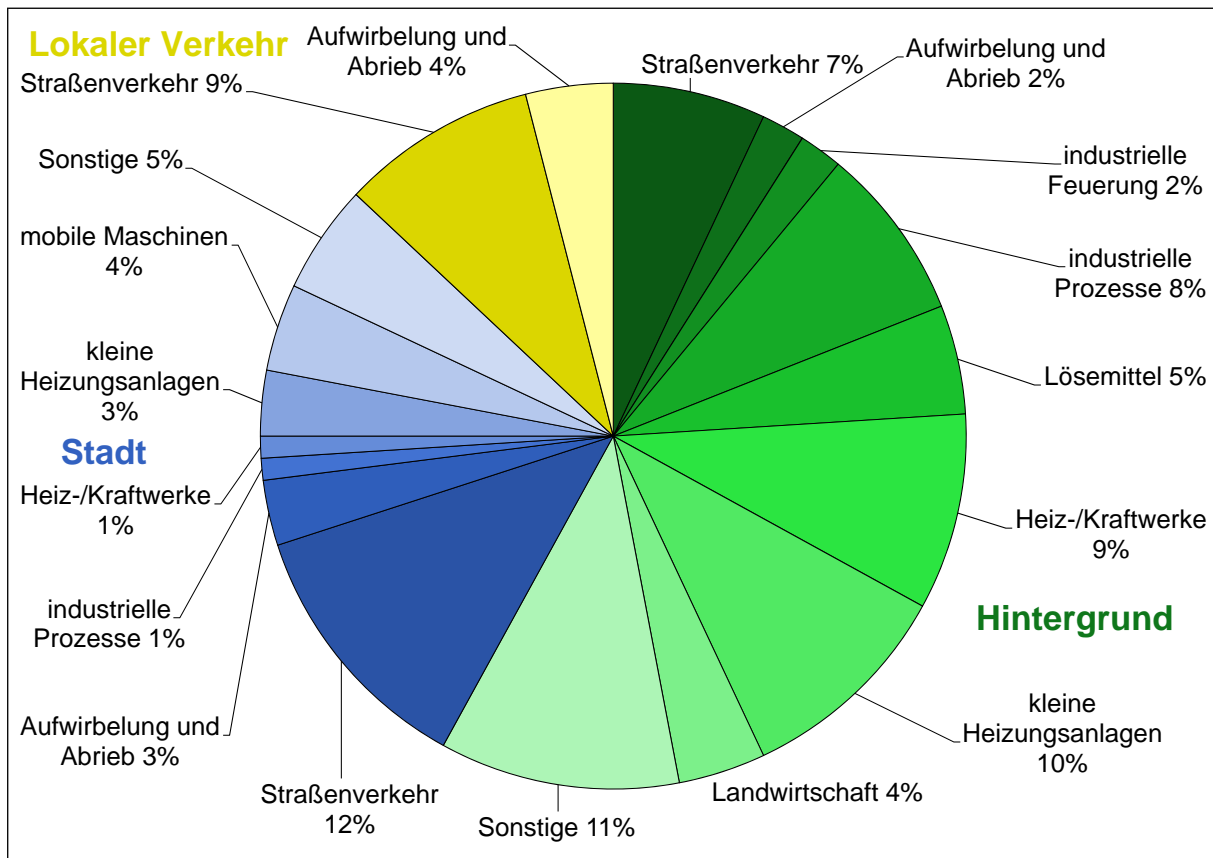


Abbildung 3.3: Mittlere Zusammensetzung der $PM_{2,5}$ -Feinstaubbeiträge an der Messstation Frankfurter Allee, Berlin im Jahr 2007⁶⁹

Tabelle 3.2: Gesetzliche Grenzwerte für Feinstaub ($PM_{2,5}/PM_{10}$)⁷⁰

Art und Zweck	Mittelungszeitraum	Grenzwert	Gültig ab
Zielwert für den Schutz der menschlichen Gesundheit	Kalenderjahr	$25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $PM_{2,5}$	2010
Grenzwert für den Schutz der menschlichen Gesundheit	Kalenderjahr	$25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $PM_{2,5}$	2015
Grenzwert für den Schutz der menschlichen Gesundheit	Kalenderjahr	$20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $PM_{2,5}$	2020
Grenzwert für den Schutz der menschlichen Gesundheit	24 Stunden	$50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} dürfen nicht öfter als 35 mal im Jahr überschritten werden	2005
Grenzwert für den Schutz der menschlichen Gesundheit	Kalenderjahr	$40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10}	2005

3.1.4.2 Wirkungen von Luftschadstoffen

Stickoxide und Feinstaub haben neben Gesundheitsauswirkungen vielfältige weitere Wirkungen. Feinstaub verursacht Verschmutzungen speziell entlang der Hauptverkehrsstraßen. Stickoxide können in Salpetersäure umgewandelt werden und Gebäudeoberflächen korrosiv angreifen. Noch problematischer ist der Stickstoffeintrag in Böden und Gewässer, wodurch eine Überdüngung (Eutrophierung) stattfindet.⁷¹ Da vom Stickstoffeintrag und der Gebäudekorrosion nicht einzelne Menschen betroffen sind, sondern die gesamte Gesellschaft, werden diese beiden Wirkungen im Folgenden jedoch ausgeklammert und der Fokus auf die gesundheitlichen Auswirkungen gelegt.

Selbst wenn nur die gesundheitlichen Wirkungen betrachtet werden, gibt es methodische Einschränkungen. Gesetzlich reguliert und von der Wissenschaft betrachtet werden in erster Linie die Feinstaub- und Stickoxiddkonzentrationen in der Außenluft. Die tatsächliche Belastung der Menschen kann davon allerdings abweichen, da deren Tagesabläufe sehr variabel sind. Obwohl sich die meisten Menschen in Deutschland deutlich mehr in Innenräumen als im Freien aufhalten, ist das Eindringen von Luftschadstoffen aus der Außenluft in die Innenräume und deren Wirkungen bei der dort auftretenden Belastung noch schwer quantifizierbar. In Innenräumen kommen teilweise Zusatzbelastungen, wie beispielsweise durch Rauchen, hinzu.⁷² Ähnlich ist die Situation im Inneren von Kraftfahrzeugen, in denen die Belastung ein Vielfaches der unmittelbaren Umgebungsluft im Straßenraum betragen kann.⁷³ Da zur Belastungssituation im Tagesverlauf keine temporal und regional differenzierten Daten vorliegen, beschränken sich die hier durchgeführten Analysen auf die Luftschadstoffkonzentration in der Außenluft am Wohnort.

a) Stickoxide Stickoxide NO_x treten in vielen chemischen Zuständen auf, von denen aus gesundheitlicher Sicht Stickstoffdioxid NO_2 besonders relevant ist. Stickstoffdioxid ist ein rötlich braunes Gas mit stechendem Geruch, das sich bei Kontakt mit Wasser in Salpetersäure und Stickstoffmonoxid umwandelt. Über die vielfältig in der Atmosphäre stattfindenden chemischen Transformationen kann es auch in Nitrat- und Sulfatpartikel umgewandelt werden, die als Feinstaub erfasst werden.⁷⁴ Obwohl es ein Vorläuferstoff für andere Schadstoffe ist, steht im Folgenden allein Stickstoffdioxid im Vordergrund.

Stickstoffdioxid wird vom Menschen mit der Außen- und Innenraumluft inhaliert und etwa 70-90 % des Gases werden durch die Atmungsorgane im Körper absorbiert.⁷⁵ Die

⁷¹van Essen u. a., 2011, S. 35

⁷²World Health Organisation, 2006, S. 228-229

⁷³World Health Organisation, 2006, S. 230

⁷⁴World Health Organisation, 2006, S. 331

⁷⁵World Health Organisation, 2006, S. 333

Konzentration von Stickstoffdioxid variiert weltweit im Jahresmittel von 20-90 $\mu\text{g}/\text{m}^3$,⁷⁶ in Berlin von 13-60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Die höchsten Stundenmittelwerte an Messstationen in Berlin reichen bis über 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.⁷⁷ Im Gegensatz zu Feinstaub ist die Konzentration von Stickstoffdioxid wesentlich stärker von der lokalen Verkehrsbelastung abhängig und kann somit im Tagesverlauf innerhalb kurzer Zeit schwanken. Daher gilt Stickstoffdioxid allgemein als Stellvertreter anderer verkehrsbedingter Luftschadstoffe, deren eigene Wirkung noch nicht vollständig von Stickstoffdioxid isoliert worden ist.⁷⁸

Verschiedene Gesundheitswirkungen werden mit Stickstoffdioxid in Verbindung gebracht. In epidemiologischen Studien konnten Zusammenhänge klar nachgewiesen werden, wobei bei kurzfristiger Exposition gegenüber hohen Konzentrationen der Zusammenhang stärker ist als bei langfristiger Exposition gegenüber niedrigeren (Durchschnitts-) Konzentrationen.⁷⁹ Konkret werden folgende Wirkungen genannt:⁸⁰

- Krankenhauseinweisungen und erhöhte Sterblichkeit durch Herz-Kreislauf-Erkrankungen, Atemwegserkrankungen und alle sonstigen Todesursachen bei kurzfristiger Exposition
- Reaktionen der Bronchien bei Kindern mit Asthma
- Allgemeine Asthma-Erkrankungen
- Erhöhte Sterblichkeit durch Herz-Kreislauf-Erkrankungen, Atemwegserkrankungen und alle sonstigen Diagnosen bei langfristiger Exposition

b) Feinstaub Feinstaub besteht aus einer komplexen Mischung verschiedener Komponenten, die völlig unterschiedliche chemische und physikalische Charakteristika aufweisen und je nach Region unterschiedlich zusammengesetzt sind. Gerade diese Heterogenität, bezogen auf die Quelle, Transformationsfähigkeit in der Atmosphäre, chemische Zusammensetzung und physikalischen Eigenschaften wie die Partikelgröße, erschwert die Forschung und die Risikoabschätzung im Hinblick auf die gesundheitlichen Wirkungen. Schließlich kann jede einzelne Eigenschaft verantwortlich sein für spezifische Gesundheitseffekte.⁸¹

Nach dem Einatmen lagern sich die Partikel in erster Linie, in Abhängigkeit von ihrer Größe, im Atemtrakt ab. Dort verursachen sie besonders die Entstehung von Entzündungen, aber auch die Verstärkung von bestehenden Atemwegserkrankungen und die Einschränkung der Abwehrkräfte der Lunge. Dadurch kann die Anfälligkeit gegenüber Infektionen erhöht werden. Darüber hinaus wurden krebserregende und thrombosefördernde

⁷⁶World Health Organisation, 2006, S. 332

⁷⁷Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, 2013c, S. 13

⁷⁸World Health Organisation, 2013b, S. 73, 108

⁷⁹World Health Organisation, 2013b, S. 109-112

⁸⁰World Health Organisation, 2013b, S. 75, 78, 85, 103, 124, 125

⁸¹World Health Organisation, 2006, S. 218

Wirkungen in toxikologischen Studien beobachtet. Außerhalb der Lunge stellen Veränderungen der Gerinnungsfaktoren des Blutes einen möglichen Wirkungspfad für Herz-Kreislauf-Erkrankungen einschließlich Herzinfarkt dar.⁸²

Epidemiologische Studien konnten unter anderem bei den folgenden Krankheitsbildern eine Verbindung mit Feinstaub nachweisen:⁸³

- Krankenhauseinweisungen und Sterblichkeit bei chronisch obstruktiven Lungenerkrankungen
- Verschlechterung und verstärkt notwendige Behandlung von Asthma
- Krankenhauseinweisungen und Sterblichkeit bei Herz-Kreislauf-Erkrankungen
- Krankenhauseinweisungen und Sterblichkeit bei Diabetes
- Erhöhtes Herzinfarktrisiko
- Entzündungen der Lunge
- Fehlfunktionen beim Abwehrsystem
- Erhöhtes Risiko von Infektionen
- Lungenkrebs

Der Nachweis von negativen gesundheitlichen Wirkungen durch Feinstaub ist konsistent. Offene Fragen gibt es dabei, welche dieser einzelnen Charakteristika welche Wirkungen verursachen. Insgesamt gilt, dass die negative Gesundheitswirkung mit abnehmender Partikelgröße zunimmt. Ob dabei jedoch die physikalische Größe oder in der Praxis damit zusammenhängende Faktoren wie chemische Zusammensetzung, Anzahlkonzentration, Oberflächengröße oder Löslichkeit der ausschlaggebende Faktor ist, ist noch nicht abschließend geklärt.⁸⁴ Vielmehr gilt, dass die Mischung aus physikalischen und chemischen Eigenschaften für die Gesundheitswirkungen verantwortlich ist. Dabei geht von Feinstaub aus Verbrennungsmotoren ein signifikanter Beitrag aus. Verursacht wird dies durch den hohen Kohlenstoffanteil, einige Metalle, eine hohe Anzahlkonzentration und eine große Oberfläche.⁸⁵

⁸²World Health Organisation, 2006, S. 231-232

⁸³World Health Organisation, 2006, S. 233-234

⁸⁴World Health Organisation, 2006, S. 238

⁸⁵World Health Organisation, 2012b, S. 46, World Health Organisation, 2006, S. 247, World Health Organisation, 2013b, S. 22

3.2 Bewertung externer Effekte

Verkehrslärm und Luftschadstoffe stellen die beiden zentralen externen Effekte des Verkehrs dar, von denen Menschen im Umfeld von Straßen ohne jegliche eigene Verkehrsbeteiligung unmittelbar betroffen sind. Bevor diese Effekte monetär bewertet werden können, folgt in diesem Teil ein Überblick über die Bewertungsmethodik. Neben den Grenzen der Bewertung steht speziell die Bewertung von Gesundheitsrisiken im Vordergrund.

3.2.1 Methodischer Ansatz zur Schätzung von Umweltschadenskosten

Auch wenn, wie in Kapitel 3.1.2 beschrieben, eine exakte Berechnung externer Kosten grundsätzlich nicht möglich ist, wird deren Bestimmung nicht anhand von selbst gewählten, beliebigen Kriterien durchgeführt. Vielmehr wird die Entstehung der externen Kosten durch das wissenschaftliche Untersuchen der Wirkzusammenhänge verfolgt. Methodisch ist die Abschätzung der externen Kosten mittels Standard-Preis-Ansatz⁸⁶ oder dem besser in der Wissenschaft anerkannten Wirkungspfadansatz möglich.⁸⁷

Der Wirkungspfadansatz zielt dabei darauf ab, die Kosten der jeweiligen Umweltbelastung zu ermitteln, d. h. beispielsweise monetäre Kosten je Fahrzeugkilometer anzugeben. Eine wesentliche Eigenschaft des Wirkungspfadansatzes ist, dass die Untersuchung der Wirkzusammenhänge und, darauf aufbauend, folglich auch die monetäre Bewertung auf dem Bottom-Up-Prinzip basiert.⁸⁸ Das Befolgen des Bottom-Up-Prinzips bedeutet, dass die Wirkzusammenhänge von der Quelle zum Rezeptor (z. B. Menschen) untersucht werden. Dabei wird die Wirkungskette von der Emission von Schadstoffen oder anderen umweltbeeinträchtigenden Aktivitäten über den Transport und evtl. auftretende chemische Umwandlungsprozesse (z. B. die Bildung von Ozon) bis hin zur Wirkung auf verschiedene Rezeptoren erfasst (Abbildung 3.4).

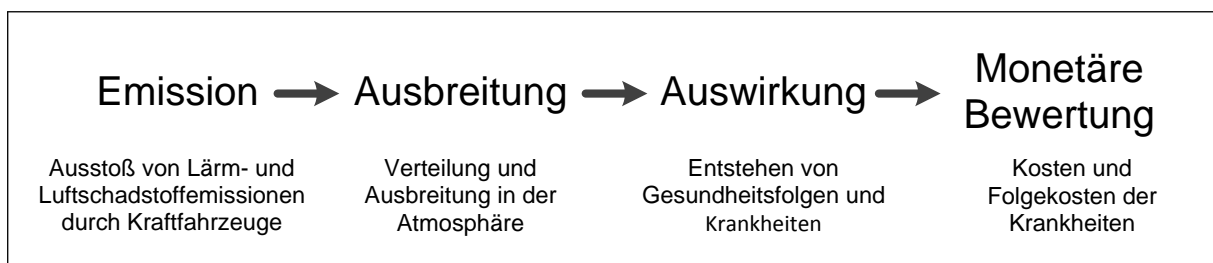


Abbildung 3.4: Prinzipielle Schritte des Wirkungspfadansatzes⁸⁹

⁸⁶Dabei werden die Kosten geschätzt, um die Umweltbelastung auf einen Zielwert zu reduzieren.

⁸⁷Ricardo-AEA, 2014, S. 3

⁸⁸Umweltbundesamt, 2012c, S. 46

⁸⁹Eigene Darstellung nach Bickel u. Friedrich (2005, S. 2)

Zwingende Voraussetzung ist eine ausreichende Datengrundlage. So müssen insbesondere fundierte Informationen über die Wirkzusammenhänge innerhalb des Wirkungspfades vorliegen.⁹⁰

Die Bewertung selbst beinhaltet allein schon mit der Frage der Abgrenzung eine subjektive Komponente, die durch politische und gesellschaftliche Rahmenbedingungen und Werte geprägt ist. Änderungen und Weiterentwicklungen über die Zeit hinweg sind somit selbstverständlich. Die subjektiv beeinflusste Komponente nimmt mit steigender Komplexität zu, z. B. von Reparaturkosten an beschädigten Fassaden bis hin zum Verlust von Menschenleben.

3.2.2 Notwendigkeit und Grenzen der monetären Bewertung

Die monetäre Bewertung von öffentlichen Gütern, der Gesundheit von Menschen oder von Menschenleben tangiert vielfältige moralische Fragestellungen. Beispiele im Zusammenhang mit den Wirkungen von Lärm und Luftschadstoffen sind:

- Kann einem Menschenleben überhaupt ein monetärer Wert gegeben werden?
- Müsste der Wert eines Menschenlebens nicht unendlich groß bewertet werden?
- Sollten alle Menschen gleich bewertet werden?

Für die eigentliche Zielstellung dieser Arbeit, die Analyse der Ungleichverteilung von Umweltfolgen, sind diese Fragen nicht relevant. Stattdessen wird für eine Vertiefung der Thematik auf die ökonomische und philosophische Literatur⁹¹ verwiesen.

Die Notwendigkeit einer monetären Bewertung ergibt sich aus dem Bedarf, Umweltbelastungen nach unterschiedlichen Variablen aggregiert darzustellen. Theoretisch könnte dies mit Hilfe dimensionsloser Einheiten stattfinden. Diesen Einheiten müssten allerdings ebenfalls Expositions-Wirkungs-Relationen zu Grunde liegen. Der zusätzliche Schritt der monetären Bewertung bietet den Mehrwert, dass ein Vergleich mit den Kosten umgesetzter oder unterlassener Minderungsmaßnahmen durchgeführt werden kann.

Ferner stellt sich die Frage, warum für die Analyse der sozialräumlichen Verteilung in dieser Arbeit nicht auf vorhandene Kostensätze für Lärm und Luftschadstoffe aufgebaut werden kann und stattdessen eigene Ansätze entwickelt werden. Dies lässt sich nur wirkungsspezifisch beantworten:

- Bei Luftschadstoffen wird in den bisherigen methodischen Leitlinien auf der Basis von Emissionen (Euro pro Tonne Emissionen) gerechnet.⁹² Dieser Ansatz kann nicht auf

⁹⁰Umweltbundesamt, 2012c, S. 46

⁹¹Beckenbach u. a., 1989, S. 23; Hanusch, 2011, S. 96-97; Freeman, 1994, S. 1-2, Meyerhoff, 1998, S. 5-6, 29; León u. Miguel, 2013, S. 26; Ochert u. Masood, S. 119, Walz, 2009, S. 199

⁹²Maibach u. a., 2007, S. 54; Umweltbundesamt, 2012a, S. 12

sozialräumliche Verteilungsanalysen der Immissionen übertragen werden, bei denen auf der Basis von belasteten Einwohnern (Euro je Einwohner und Immission) gearbeitet werden muss.

- Für Lärm gibt es Kostensätze je belastetem Einwohner. Diese basieren allerdings häufig auf alten Daten.⁹³. Stattdessen wird im weiteren Verlauf versucht, auf heutigen Lärmbelastungsdaten und aktuellen Expositions-Wirkungs-Beziehungen aufzubauen.

Somit reicht es nicht aus, sich allein auf die Umweltwirkungen zu konzentrieren. Deshalb werden im Folgenden die Schritte des Wirkungspfadansatzes, insbesondere die Expositions-Wirkungs-Relationen und der Schritt der Monetarisierung, dargestellt.

3.2.3 Bewertung von Gesundheitswirkungen

Im Vordergrund der Betrachtung der Wirkung von Lärm und Luftschadstoffen stehen die gesundheitlichen Auswirkungen, die im schlimmsten Fall mit (vorzeitigem) Tod enden. Das Ziel ist, die gesellschaftlichen Kosten durch die medizinische Behandlung, die Kosten der Erwerbsunfähigkeit und die Kosten eines vorzeitigen Todes monetär zu quantifizieren. Der gewählte Ansatz, nach dem diese Bewertungen praktisch durchgeführt werden, wird nachfolgend vorgestellt. Ein Überblick über die berücksichtigten Komponenten ist in Abbildung 3.5 dargestellt.

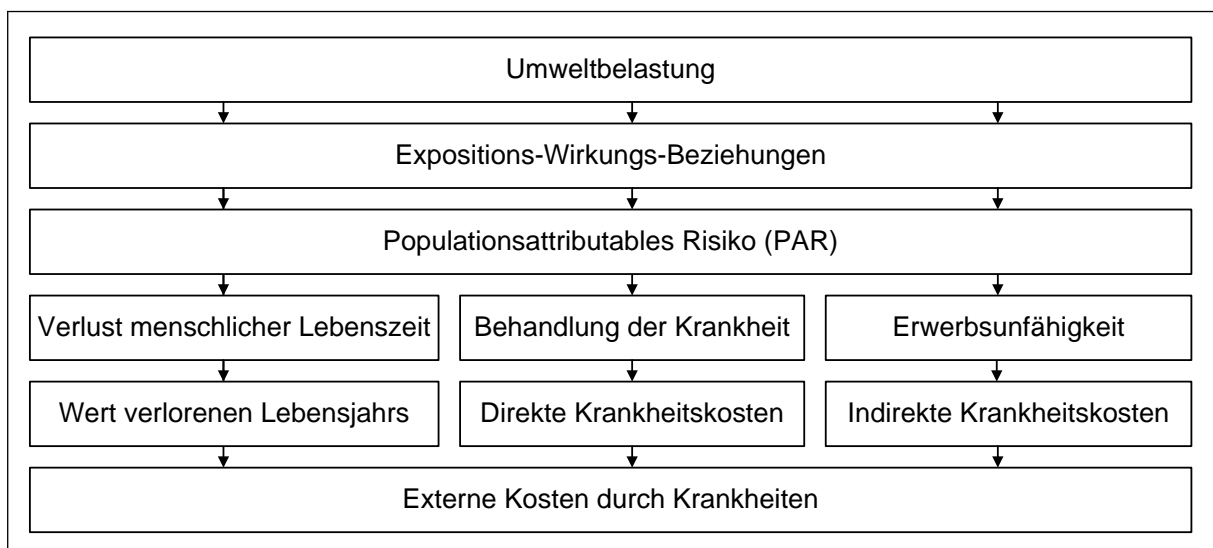


Abbildung 3.5: Ansatz zur Monetarisierung der durch Umweltbelastungen verursachten Gesundheitswirkungen⁹⁴

⁹³Friedrich u. a. (2012, S. 15) enthält diskontierte Werte aus Bickel u. a. (2006, S. 105, 107) Diese Werte basieren auf Bickel u. a. (2003, S. 18-20), wo allerdings auf Daten Expositions-Wirkungs-Relationen von de Kluizenaar u. a. (2001, S. 11-12) aufgebaut wird. Dies sind u. a. aus den Überblicksstudien Health Council of the Netherlands (HCN), Committee on Uniform environmental noise exposure metric (1997) und Health Council of the Netherlands (HCN), Committee on Noise and Health (1994) entnommen.

⁹⁴Eigene Darstellung

3.2.3.1 Einführung

Gesundheit ist als „Zustand des vollständigen körperlichen, geistigen und sozialen Wohlergehens und nicht nur als das Fehlen von Krankheit oder Gebrechen“⁹⁵ definiert. Rahmenbedingungen, die Gesundheit gewährleisten, sind ein Menschenrecht.⁹⁶ Gesundheit wird aber stets durch Einflüsse von außen gefährdet. Ein kleiner Teil dieser negativen Einwirkungen geht direkt oder indirekt vom Verkehr aus. Die Abgrenzung und Quantifizierung dieser Effekte soll in diesem Abschnitt näher beschrieben werden.

Der Begriff und der Zustand der Gesundheit ist abstrakt definiert und es gibt keinen einheitlichen Maßstab. Ein solcher ist für eine monetäre Bewertung notwendig und es müssen alle relevanten Aspekte rund um das Thema Gesundheit berücksichtigt werden. Dazu zählen die Kosten einer medizinischen Behandlung, die Veränderung der Lebenserwartung und die aus verschiedenen Einzelfaktoren bestehende Lebensqualität. Ein Ansatz zur Bewertung sind die qualitätskorrigierten Lebensjahre (engl. Quality-Adjusted Life-Years (QALY)), die das menschliche Leben anhand der quantitativen Komponente Restlebenserwartung und der qualitativen Komponente Lebensqualität darstellen.⁹⁷ Dabei wird nur ein vollkommen gesund verbrachtes Jahr mit 365 Tagen gewertet, ein durch Krankheiten belastetes Jahr wird nach unten korrigiert.⁹⁸ Ein anderer Ansatz gibt von einer festgesetzten Lebenserwartung ausgehend, den Verlust in Jahren bei perfekter Gesundheit an. Dieser als Disability-Adjusted Life Years (DALY) bekannte Ansatz wird von der WHO für Ländervergleiche eingesetzt.

Sowohl das auf Geldeinheiten beruhende Konzept der externen Kosten als auch die Ansätze von QALY und DALY haben alle ihre Existenzberechtigung. Es gibt eine kontroverse Diskussion über die Eignung bei den jeweiligen Gesundheitsschäden.⁹⁹ Da in der vorliegenden Analyse nicht allein Gesundheit, sondern auch andere Effekte wie Belästigung durch Lärm betrachtet werden, besitzt der monetäre Ansatz durch seine implizit übertragbare Einheit einen ausschlaggebenden Vorteil. Eine Umrechnung von QALY oder DALY in Kosten käme nicht in Frage, da der intrinsische Wert der Gesundheit beschrieben wird und keine Korrelation für alle Krankheiten vorhanden ist.¹⁰⁰

3.2.3.2 Epidemiologische Grundlagen

Die Grundlage für die Beurteilung von Gesundheitswirkungen durch Umweltfolgen des Verkehrs sind epidemiologische Studien. Die WHO definiert Epidemiologie als Untersu-

⁹⁵übersetzt nach World Health Organisation, 1946

⁹⁶Vereinte Nationen, 1948, § 25 Absatz 1

⁹⁷Schöffski u. Greiner, 2007, S. 95-96

⁹⁸Schöffski u. Greiner, 2007, S. 98-99

⁹⁹Dickie u. List, 2006, Gafni, 2006

¹⁰⁰Müller-Wenk u. Hofstetter, 2003, S. 40

chung von Verteilung und Einflussgrößen von gesundheitsrelevanten Zuständen oder Ereignissen mit dem Ziel, die Krankheiten oder Gesundheitsprobleme zu kontrollieren.¹⁰¹ Die Umweltepidemiologie im Speziellen untersucht den bei den meisten Krankheiten vorhandenen Zusammenhang zwischen Umweltfaktoren und der Gesundheit der Bevölkerung. Damit werden sowohl gesundheitliche Wirkungen bekannter Umweltbelastungen beschrieben als auch unbekannte gesundheitsgefährdende Umweltexpositionen identifiziert. Mit den Ergebnissen ist unter anderem eine Risikobewertung möglich, die eine Entscheidungshilfe für zielgerichtete Minderungsmaßnahmen bilden kann.¹⁰²

In der Umweltepidemiologie werden die Einflussfaktoren quantitativ gemessen, Störgrößen ausgeschlossen und als Ziel die Kausalität nachgewiesen. Dabei gelten jedoch einige Besonderheiten:¹⁰³

- Es gibt keine eindeutige Angabe zu der toxischen Substanz, von der ein Risiko ausgeht. Bei Luftschadstoffen liegen beispielsweise Substanzgemische (sogenannte „Wirkstoffcocktails“) vor, deren Wirkungen sich sogar gegenseitig verstärken können. Deshalb wird häufig mit Leitsubstanzen statt der echten Schadstoffe gearbeitet. Speziell bei verkehrsbedingten Wirkungen kommt hinzu, dass sich unabhängige, aber in Kombination auftretende Wirkungsketten (z. B. Lärm und Luftschadstoffe) überlagern.
- Störgrößen wie Rauchen, Ernährung oder berufliche Exposition haben im Vergleich zu Umweltbelastungen oftmals einen stärkeren Einfluss. Dies bedingt Studien mit sehr großen Stichproben zur statistischen Absicherung der Risiken.
- Die Auswahl der Bezugspopulation beeinflusst ebenfalls die Stichprobengröße. In der Allgemeinbevölkerung sind die Wirkungen kaum erkennbar, während Risikogruppen wie ältere Menschen, Kinder, Schwangere oder Allergiker eine hohe Anfälligkeit aufweisen und somit eine kleinere Stichprobe ausreichen würde.

In der Epidemiologie wird der Krankheitsbegriff nie auf ein einzelnes Individuum bezogen, sondern immer auf die Wahrscheinlichkeit, dass eine Person innerhalb einer Bevölkerungsgruppe erkrankt.¹⁰⁴ Die praktische Umsetzung der Untersuchungen kann mit Hilfe unterschiedlicher epidemiologischer Studientypen stattfinden, beispielsweise Kohortenstudien, Fall-Kontroll-Studien, Querschnittsstudien oder Zeitreihenanalysen. In dieser Arbeit werden nur Kohortenstudien verwendet, in denen eine Studienpopulation über einen vorgegebenen Zeitraum im Hinblick auf Risikoexposition und auftretende Erkrankungsfälle beobachtet wird.¹⁰⁵ Wenn dabei einmalig Zusammenhänge festgestellt werden, impliziert

¹⁰¹World Health Organisation, 2013a

¹⁰²Bonita u. a., 2006, S. 145-148

¹⁰³Haucke u. a., 2009, S. 1166

¹⁰⁴Kreienbrock u. Schach, 2005, S. 9-10

¹⁰⁵Kreienbrock u. Schach, 2005, S. 64

dies jedoch nicht automatisch einen kausalen Zusammenhang. Die Beziehungen müssen auch zeitlich zusammenhängen, plausibel und in sich konsistent sein, eine starke Verbindung aufweisen und reversibel sein. Der Nachweis erfolgt idealerweise mit einem anderen Studientyp oder toxikologischen Studien, die einen experimentellen Charakter besitzen. Erst bei Vorliegen von ausreichend vielen Indizien kann von einer hohen Evidenz für den Zusammenhang ausgegangen werden.¹⁰⁶ Diese Kriterien werden bei den in dieser Arbeit verwendeten Zusammenhängen erfüllt, da auf Studien mit Kontrollgruppen oder meistens Metaanalysen zurückgegriffen wird.

3.2.3.3 Exposition-Wirkung-Beziehung und populationsattributables Risiko

Im Wirkungspfadansatz stellt die konkrete Expositions-Wirkungs-Beziehung eine Schlüsselkomponente jeder monetären Ermittlung von Gesundheitsschäden durch Umwelteinflüsse dar. Diese beschreibt beispielsweise den Zusammenhang zwischen einem Lärmpegel oder einer Exposition von Luftschadstoffen und der Risikoerhöhung von Krankheitssymptomen („medizinische Endpunkte“). Die Exposition ist dabei die Dosis, der ein Mensch ausgesetzt ist, und die Wirkung ist der Anteil an der betroffenen Bevölkerung, die durch die Exposition erkrankt oder stirbt.¹⁰⁷

Krankheiten, die durch Umwelteinflüsse mit höherer Wahrscheinlichkeit auftreten, haben aber immer ein Grundrisiko, das unabhängig von der betrachteten Risikoerhöhung vorherrscht. Zu den Grundrisiken gehören nicht beeinflussbare soziale oder genetische Faktoren, aber auch persönliche Angewohnheiten oder individuelle Lebensbedingungen. Im Rahmen der umweltepidemiologischen Studien wird das Risiko beim Vorliegen einer Exposition gegenüber dem Grundrisiko ohne die Exposition verglichen.¹⁰⁸

Die epidemiologischen Studien geben die Wahrscheinlichkeit an, dass eine Person in einem Zeitraum an einem bestimmten Leiden erkrankt. Das am weitesten verbreitete Vergleichsmaß für Risiko ist der Odds Ratio (OR). Es ist ein Faktor, „um den die Chance zu erkranken steigt, wenn man exponiert ist“.¹⁰⁹ Der OR kann Werte zwischen 0 und unendlich annehmen, wobei bei einem $OR > 1$ ein schädigender Einfluss vorliegt.¹¹⁰ Ähnlich definiert ist der Hazard Ratio (HR), der das unterschiedliche Sterberisiko zwischen zwei Gruppen angibt.¹¹¹ Er findet bei Studien zu Luftschadstoffen Anwendung und wird hier synonym¹¹² zu OR verwendet.

¹⁰⁶Bonita u. a., 2006, S. 89-96

¹⁰⁷Bickel u. Friedrich, 2005, S. 40

¹⁰⁸Kreienbrock u. Schach, 2005, S. 45-47

¹⁰⁹Kreienbrock u. Schach, 2005, S. 49

¹¹⁰Kreienbrock u. Schach, 2005, S. 50

¹¹¹Zwiener u. a., 2001, S. 166

¹¹²Crowson u. a., 2009, S. 5

Aufbauend auf den Risiken können Erkrankungshäufigkeiten für eine Studienpopulation ermittelt werden. Dafür ist neben dem Risiko OR der Anteil der Bevölkerung erforderlich, der von der jeweiligen Umweltfolge betroffen ist. Aus diesen Informationen kann das populationsattributable Risiko (PAR) bestimmt werden, dass „als der Anteil der auf die Exposition zurückführbaren Erkrankungen an allen Erkrankungen“¹¹³ interpretiert werden kann. Anders ausgedrückt ist PAR der Anteil an allen Krankheitsfällen, der durch eine Beseitigung der Exposition theoretisch verhindert werden könnte. Das PAR kann mit

$$PAR = \frac{P_i \cdot (RR_i - 1)}{1 + P_i \cdot (RR_i - 1)} \quad (3.1)$$

beschrieben werden.¹¹⁴ Dabei gilt:

P_i = Anteil der Bevölkerung mit Expositions-kategorie i

RR_i = Relatives Risiko für die Expositions-kategorie i (aus OR abgeleitet)¹¹⁵

Das PAR ist nicht nur dann groß, wenn der Faktor RR ebenfalls groß ist. Vielmehr steigt es auch, wenn der Anteil der Bevölkerung, der einem Expositions-niveau ausgesetzt ist, hoch ist. Somit gelten die Angaben nur für das zu Grunde gelegte Untersuchungsgebiet.

Die Zielstellung, das PAR differenziert für unterschiedlich hohe Belastungsniveaus zu berechnen, bedingt eine Vereinfachung des PAR gegenüber den epidemiologischen Grundsätzen. Streng genommen müsste ein einziger PAR-Wert aus den Summen aller Belastungsniveaus berechnet werden,¹¹⁶ beispielsweise für alle Lärmpegelkategorien oberhalb der Wirkschwelle.¹¹⁷ Damit wäre allerdings nicht mehr die Berechnung von PAR für einzelne Belastungsniveaus möglich, die für die kleinräumige Berechnung externer Kosten notwendig ist. Da die Abweichungen gering sind,¹¹⁸ kann die Vereinfachung akzeptiert werden.

¹¹³Kreienbrock u. Schach, 2005, S. 52

¹¹⁴Kreienbrock u. Schach, 2005, S. 52, Babisch, 2006, S. 59

¹¹⁵Das relatives Risiko (RR) beschreibt eine andere Form von Risiko als das OR und es lässt sich nicht pauschal gleichsetzen. Bei seltenen Erkrankungen können RR und OR jedoch als nahezu gleich angenommen werden und diese Näherung wird im weiteren Verlauf angewendet. (Kreienbrock u. Schach, 2005, S. 50)

¹¹⁶Formel für die Verteilung der Bevölkerung auf unterschiedliche Belastungsniveaus:

$$PAR = \frac{\sum_{i=1}^n (P_i \cdot RR_i) - 1}{\sum_{i=1}^n P_i \cdot RR_i} \quad (3.2)$$

¹¹⁷World Health Organisation, 2011, S. 10, Prüss-Üstün u. a., 2003, S. 45

¹¹⁸Beispielsweise betragen die selbst berechneten Abweichungen bei Herzinfarkt durch Straßenlärm in Berlin 0,51 %.

3.2.3.4 Bewertung des Verlustes menschlicher Lebenszeit

Das menschliche Leben ist unter allen bei externen Kosten betrachteten Werten das höchste Gut, das mit einem monetären Wert versehen werden muss. Die Zeiten, in denen es „Marktpreise“ für Menschen gab, sind in Europa und weit über die westliche Welt hinaus erfreulicherweise schon lange vorbei. Märkte sind durch Rivalität und Ausschließbarkeit des Konsums gekennzeichnet. Unter diesen Bedingungen stellt sich ein Gleichgewichtspreis ein, der aus ökonomischer Sicht die Wohlfahrt maximiert.

Trotz des fehlenden Marktes kann es hilfreich oder notwendig sein, ein monetäres Nutzenmaß anzusetzen. Dies gilt nicht nur für das menschliche Leben, sondern auch für öffentliche Güter, bei denen die Marktmechanismen ebenfalls nicht funktionieren. Die Wahl verschiedener Alternativen in hypothetischen Entscheidungssituationen zeigt die individuelle Wertschätzung eines Individuums. Ausgehend davon können Bewertungen abgeleitet werden. Voraussetzung ist dabei, dass die Reihung der Güter nach Präferenzen möglich ist, Güterbündel miteinander vergleichbar sind und mit markt- und preisfähigen Güterbündeln verknüpft werden können. Im Falle des menschlichen Lebens wird die hypothetisch veränderte Überlebenswahrscheinlichkeit mit dem veränderten Einkommen bzw. Vermögen verglichen.¹¹⁹

In diesem Kapitel werden allgemeine Ansätze vorgestellt, wie die marginale Änderung der Sterbewahrscheinlichkeit unabhängig von einer konkreten Ursache oder einem Krankheitsbild bewertet werden kann. Die hier diskutierten Ansätze werden später auf Lärm und Luftschadstoffe angewendet.

In Bezug auf Mortalität beschränkt sich diese Arbeit bewusst nur auf den Ansatz der Zahlungsbereitschaft, der alle Bürger unabhängig von der Beschäftigung gleich bewertet. Die vorhandene Datenlage würde es ermöglichen, den Produktionsausfall durch den Tod der potenziell erwerbstätigen Bevölkerung zwischen dem Zeitpunkt des Todes und der Regelaltersgrenze bei Beschäftigten zu berücksichtigen. So lag im Jahr 2012 das Bruttoinlandsprodukt (BIP) je Erwerbstätigem bei ca. 63.500 Euro jährlich.¹²⁰ Ethisch wäre dieses Vorgehen nicht vertretbar, da die Kosten durch den Tod einer im Haushalt tätigen Person, von ehrenamtlich Aktiven, Schwarzarbeitenden oder Pensionären keine Berücksichtigung finden würden. Daher wird auf den Ansatz der Zahlungsbereitschaft zurückgegriffen, der im Übrigen zu Ergebnissen in einer vergleichbaren Größenordnung wie beim Produktionsausfall führt.

Im Wesentlichen werden zwei verschiedene Möglichkeiten angewendet, um das menschliche Todesfallrisiko monetär zu bewerten:

¹¹⁹Banfi u. a., 2007, S. 22-26, Leiter u. Pruckner, 2006, S. 111-113

¹²⁰Statistisches Bundesamt, 2013d, S. 21

- *Wert eines statistischen Lebens:* Zur Bewertung von Todesfallrisiken kann der „Wert eines statistischen Lebens“ (Value of Statistical Life (VSL)) verwendet werden, bei dem der Todesfall selbst mit einem Wert belegt wird. Es ist somit das Ergebnis der Abwägung zwischen finanziellen Ressourcen und Todesrisiko in einer Zeitperiode. Angegeben wird die Geldsumme, die jeder zu zahlen bereit ist, um das Risiko des vorzeitigen Todes zu reduzieren. Beispielsweise kann ein Individuum bereit sein, 2 Euro für die Reduktion des Todesrisikos in diesem Jahr um die Wahrscheinlichkeit 1 von 1.000.000 zu zahlen. Dies würde einem VSL von 2.000.000 Euro entsprechen. Wenn jede Person in einer Bevölkerung von 1.000.000 Personen diese Zahlung leisten würde, könnte ein Todesfall weniger in dem Jahr erwartet werden.¹²¹ VSL ist in Kosten-Nutzen-Analysen in den Bereichen Umwelt, Gesundheit und Verkehr international weit verbreitet. Grundsätzlich wird ein einziger Wert für Erwachsene verwendet, der unabhängig vom Alter, dem privaten Einkommen, dem Gesundheitszustand oder dem konkreten Risiko gewählt wird. Eine Studie der OECD gibt für EU-27 eine verbraucherpreiskorrigierte Spannbreite von 1,6 bis 4,7 Mio. Euro (2010) an und empfiehlt als besten Wert für VSL 3,1 Mio. Euro.¹²²
- *Wert eines verlorenen Lebensjahres:* Alternativ kann zur Bewertung von Todesfallrisiken der Wert der verlorenen Lebensjahre (value of a life year (VOLY)) genutzt werden, bei dem diese durch den Tod verlorenen Lebensjahre bewertet werden. Der VOLY kann anhand von Bevölkerungsdaten aus dem VSL abgeleitet werden. Hintergrund ist, dass die gesundheitlichen Auswirkungen bei Lärm oder Luftschadstoffen nicht sofort auftreten, sondern meist langjährige Expositionszeiträume zu Grunde liegen und der zeitliche Abstand (Latenzzeit) zwischen Exposition und Wirkung lang ist. Todesfälle durch Umweltfolgen treten gehäuft erst im fortgeschrittenen Alter mit einer nur noch niedrigen Lebenserwartung auf, während von Verkehrsunfällen vielfach junge Erwachsene mit einer hohen Lebenserwartung betroffen sind.¹²³

Nach dem VSL-Konzept wird der Tod eines 30-Jährigen genauso bewertet wie der Tod eines 70-Jährigen. Im Gegensatz dazu wird beim VOLY-Konzept der Tod des 30-Jährigen höher bewertet als der Tod des 70-Jährigen, da beide zum Zeitpunkt des Todes eine andere Lebenserwartung haben. Auf wissenschaftlicher Ebene wird der Ansatz der VOLY favorisiert,¹²⁴ der auch in dieser Arbeit angewendet wird.

Bis auf einige Studien¹²⁵ im angloamerikanischen Raum gibt es nur wenig empirische Literatur zu einem konkreten Wert für Deutschland oder Europa. Die methodisch aus-

¹²¹Hammitt, 2007, S. 230

¹²²Organisation for Economic Cooperation and Development, 2012, S. 127

¹²³Desaigues u. a., 2011, S. 903

¹²⁴Umweltbundesamt, 2007, S. 73, Maibach u. a., 2007, S. 66, Desaigues u. a., 2011, S. 909

¹²⁵z. B. Morris u. Hammitt, 2001

gerichteten Veröffentlichungen aus Europa¹²⁶ beziehen sich direkt oder indirekt auf die Studie NewExt (2004, S. 34-35). Ausgehend von Zahlungsbereitschaften in Großbritannien, Frankreich und Italien ($n = 921$) wird der Wert eines verlorenen Lebensjahres mit 50.000 Euro ermittelt. Dieser Wert wird von allen genannten Veröffentlichungen für die Bereiche Lärm und Luftschadstoffe empfohlen. Eine neuere Studie in 9 europäischen Ländern mit einer größeren Stichprobe ($n = 1.463$) gibt hingegen einen EU-weiten Wert von 40.000 Euro (Spannbreite: 25.000 bis 100.000) an.¹²⁷ Unter Berücksichtigung der Befragungsergebnisse und Kaufkraftparitäten ließe sich daraus ein spezifischer Wert für Deutschland in Höhe von knapp 56.000 Euro berechnen. Wegen der geringen Stichprobe bei diesem Studienausschnitt wird jedoch der Empfehlung der Autoren gefolgt und der Wert von 40.000 Euro für VOLY verwendet.

Für die unterschiedlichen Gesundheitseffekte durch Verkehr werden in den Kapiteln 3.4.1.1 und 3.4.2 zusätzliche Todesfälle berechnet, die auf Expositionen von Lärm und Luftschadstoffen zurückzuführen sind. Um einen Bezug zur Gesamtsterblichkeit herzustellen, muss die durchschnittliche Anzahl der verlorenen Lebensjahre, die einem Todesfall entsprechen, ermittelt werden. Dies geschieht für das Referenzjahr 2012 anhand der Anzahl der Sterbefälle und der verbleibenden Lebenserwartung je Altersjahr der deutschen Bevölkerung. Mit der Berechnung in Anhang A.6 werden gerundet 12 verlorene Lebensjahre je Todesfall ermittelt.

3.2.3.5 Direkte Krankheitskosten - Ressourcenkosten

Bei Krankheiten entstehen Kosten, die unmittelbar mit einer medizinischen Heilbehandlung, einer Präventions-, Rehabilitations- oder Pflegemaßnahme verbunden sind. Diese direkten Kosten einschließlich Verwaltungsleistungen werden zu einem großen Anteil von öffentlichen und privaten Ausgabenträgern (z. B. Krankenversicherungen) finanziert. Darüber hinaus entstehen im persönlichen Umfeld Kosten, beispielsweise für private Arztfahrten oder die unentgeltliche Pflege von Angehörigen.¹²⁸

Typisch für die Abschätzung der Kosten für die medizinische Versorgung ist die Verwendung von Kostenpauschalen für die einzelnen Krankheiten. Weit verbreitet in der Literatur sind entweder pauschale Werte für die Behandlung oder ein Produkt aus der Anzahl der Krankenhaustage und einem Kostensatz je Tag im Krankenhaus.¹²⁹ Die Bandbreite der Werte ist in Abbildung 3.6 dargestellt. Noch größer sind die Bandbreiten in Friedrich

¹²⁶Umweltbundesamt, 2007, Maibach u. a., 2007, S. 198

¹²⁷Desaigues u. a., 2011, S. 909

¹²⁸Statistisches Bundesamt, 2010a, S. 3

¹²⁹Schmid, 2004, S. 67, 78, Maibach u. a., 2007, S. 66, Dahl, 2010, S. 79, 82, Friedrich u. a., 2012, S. 13, Bundesamt für Raumentwicklung, 2008, S. 132

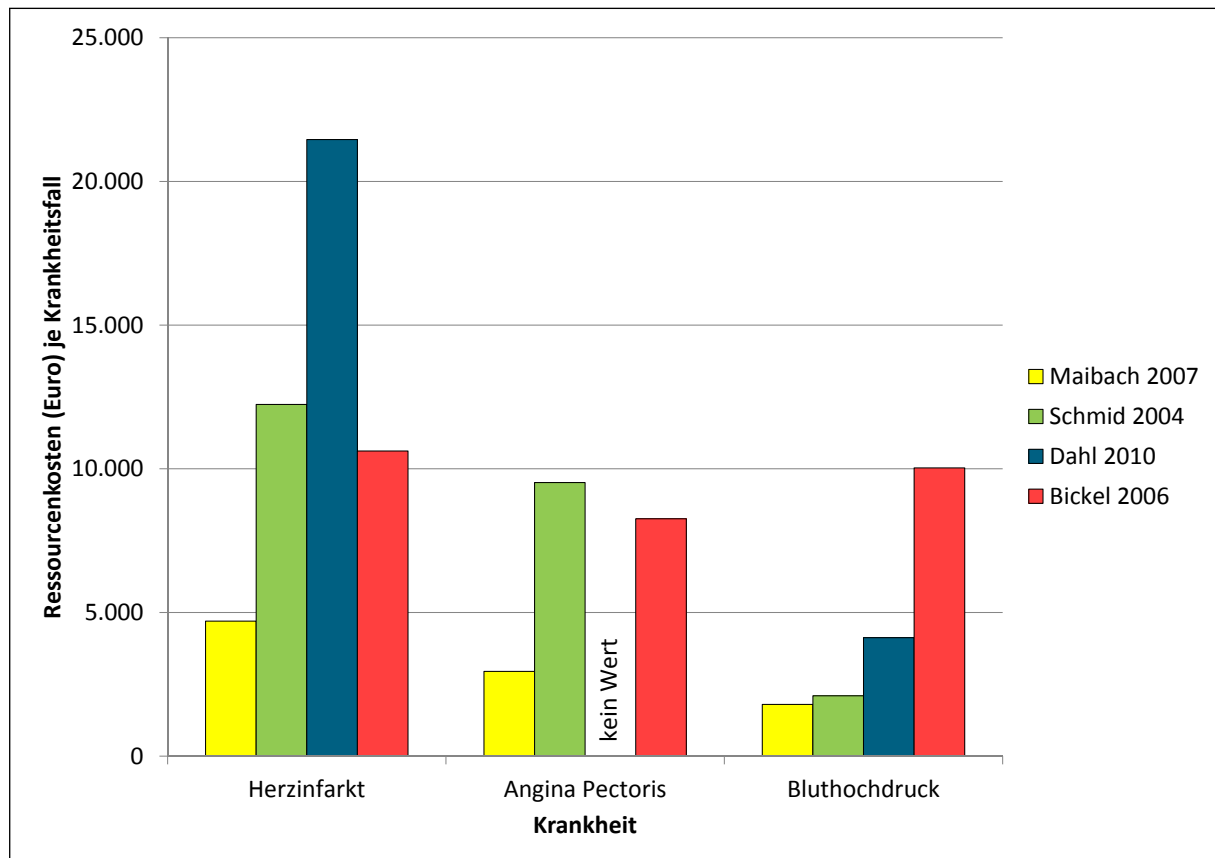


Abbildung 3.6: Kostensätze (Euro) für die Behandlung von Herz-Kreislauf-Erkrankungen¹³²

u. a. (2012),¹³⁰ wo beispielsweise für Herzinfarkt Werte zwischen 4.675 und 436.200 Euro empfohlen werden. Alle diese teils auf älteren Literaturquellen basierenden Angaben sind häufig für andere Zwecke oder für andere Länder mit schwer vergleichbaren Rahmenbedingungen ermittelt worden.¹³¹

Eine Alternative können Fallpauschalen darstellen. Seit ihrer Einführung in deutschen Krankenhäusern werden darüber Krankenhauskosten diagnosebezogen gegenüber den Krankenkassen abgerechnet. Die Verweildauer in stationärer Behandlung ist innerhalb gewisser Grenzen festgelegt und die für die Krankenhäuser erstatteten Leistungen ergeben sich aus der Multiplikation eines Kostengewichtes mit einem Basisfallwert. Der Basisfallwert ist für jedes Bundesland pauschal festgelegt (Berlin 2010: 2.928 Euro¹³³). Das Kostengewicht ist bezogen auf einen stationären Behandlungsfall und gibt entsprechend einem Klassifizierungssystem einen Faktor an. Das Klassifizierungssystem nimmt Bezug auf die „Internationale statistische Klassifikation von Krankheiten (ICD)“ der WHO, ist aber stark

¹³⁰Friedrich u. a., 2012, S. 13

¹³¹HEIMTSA, 2008, S. 56-57

¹³²Eigene Darstellung mit Maibach u. a., 2007, S. 66, Schmid, 2004, S. 67, 78, Dahl, 2010, S. 79, 82, Bickel, 2006, S. 3, 5

¹³³AOK-Bundesverband, 2010

differenziert nach den jeweils möglichen Behandlungsverfahren. Beispielsweise bewegt sich das Kostengewicht für einen Herzinfarkt (ICD-Schlüssel: I21.1) mit 16 unterschiedlichen Werten zwischen 0,848 und 10,319.¹³⁴ Hinzu kommen Nebendiagnosen, die zu Aufschlägen führen können. Nach einem stationären Krankenhausaufenthalt entstehen weitere medizinische Kosten, die durch die Fallpauschalen nicht widerspiegelt werden.¹³⁵ Insgesamt lassen sich trotz des standardisierten Systems keine Durchschnittskosten medizinischer Behandlung für einzelne Diagnosen ermitteln. Somit ist eine Verwendung zur Abschätzung externer Kosten nicht möglich.

Eine bessere Alternative zu festen Pauschalen stellt die Krankheitskostenstatistik des Statistischen Bundesamtes dar. Alle Ausgaben, die mit dem Verbrauch von Waren und Dienstleistungen im Bereich Gesundheitsdienstleistungen entstehen, werden vom Statistischen Bundesamt alle zwei Jahre im Rahmen der Krankheitskostenrechnung als Sekundärstatistik zusammengestellt. Enthalten sind alle medizinischen Heilbehandlungen sowie Präventions-, Rehabilitations- und Pflegemaßnahmen. Dabei werden die direkten Kosten nach dem Top-Down-Prinzip einzelnen Krankheiten zugewiesen. Die genaue Vorgehensweise, wie etwa der Umgang mit Multimorbidität, ist in Statistisches Bundesamt (2010a)¹³⁶ beschrieben. Bei der Statistik gilt, dass die Summe aller den einzelnen Krankheiten zugeordneten Kosten mit den laufenden Gesundheitsausgaben übereinstimmt.

Die Krankheitskostenstatistik schlüsselt die direkten Kosten für einzelne Krankheiten nach Altersgruppen, nach Geschlecht sowie dem behandelnden Einrichtungstyp auf. Beispiele für die Einrichtungen sind Arztpraxen, Apotheken, Pflegeeinrichtungen, Krankenhäuser oder Rettungsdienste. Für die Berechnung der externen Kosten wird allein die Zuordnung zu den zutreffenden Gesundheitswirkungen verwendet, die anhand der Internationalen statistischen Klassifikation von Krankheiten (ICD) der WHO erfolgt.

Für die vorliegende Analyse ist es nicht notwendig, konkrete Kosten je Krankheitsfall zu ermitteln. Vielmehr werden anhand von Expositions-Wirkungs-Beziehungen die auf verkehrsbedingte Umweltwirkungen zurückführbaren Erkrankungen an allen Krankheitsfällen bestimmt. Werden diese Anteile auf die gesamten Krankheitskosten je Kalenderjahr einer einzelnen Krankheit bezogen, ergeben sich daraus die direkt auf negative Verkehrswirkungen zurückführbaren Kosten. Voraussetzungen für diese Herangehensweise sind:

- *Konstanz der Krankheitskosten im Zeitverlauf:* die Kosten für Herzerkrankungen und Blutdruck schwanken zwischen 2002 und 2008 maximal um 12 %.¹³⁷
- *Konstanz der Anzahl der Krankheitsfälle im Zeitverlauf:* die Fälle je 100.000 Einwoh-

¹³⁴Medcode, 2010

¹³⁵Statistisches Bundesamt, 2012, S. 2-3

¹³⁶Statistisches Bundesamt, 2010a, S. 3-6

¹³⁷Gesundheitsberichterstattung des Bundes, 2010

ner sind zwischen 2000 und 2011 bei Herzerkrankungen von 1.089 auf 803 gesunken.¹³⁸ Derartige Veränderungen hängen mit vielfältigen Faktoren wie Demographie oder Vorsorgemaßnahmen zusammen, sodass das Kriterium der Konstanz ausreichend erfüllt ist.

- *Konstanz der durchschnittlichen Krankheitsdauer im Zeitverlauf:* dies betrifft vorwiegend Reha- und Folgebehandlungen, die in den nächsten Kalenderjahren stattfinden. Dazu liegen keine detaillierten statistischen Daten vor.

Zur Gewährleistung der Vergleichbarkeit mit früheren Studien werden neben den Gesamtkosten der einzelnen Krankheiten auch Kosten je Krankheitsfall in Tabelle 3.3 angegeben. Die für die Berechnung herangezogene Anzahl von Krankheitsfällen bezieht sich auf vollstationär behandelte Patienten in Krankenhäusern.

Tabelle 3.3: Krankheitskosten in Deutschland und Kosten je Patient (Euro) im Jahr 2008¹³⁸

Diagnose nach ICD-Schlüssel	Krankheitskosten	Kosten je Krankenhauspatient
Herzinfarkt (I21)	1.840.000.000	8.642
Sonstige Herzkrankheiten (I20, I22-I25)	4.362.000.000	9.633
Bluthochdruck (I10-I15)	9.059.000.000	(34.621) ¹³⁹

Die Umrechnung der Krankheitskosten in Deutschland auf das Land Berlin erfolgt anhand des Verhältnisses der Einwohner in Deutschland und im Land Berlin (Anhang A.2), da auf Berlin bezogene Daten zu einzelnen Krankheiten nicht vorliegen. Dadurch werden regionale Unterschiede durch die Altersstruktur, Übernahme zentraler Funktionen für das Umland oder der Lebensstil im Prinzip vernachlässigt. Geringe regionale Abweichungen bei den in Krankenhäusern behandelten Patienten bestätigen jedoch die Zuverlässigkeit des Ansatzes.¹⁴¹

3.2.3.6 Indirekte Krankheitskosten

Neben den direkten Krankheitskosten entstehen weitere volkswirtschaftliche Ressourcenverluste, die mittelbar mit den Erkrankungen zusammenhängen. Diese Folgen können in

¹³⁸Gesundheitsberichterstattung des Bundes, 2013

¹³⁸Quelle: Eigene Berechnungen mit Statistisches Bundesamt (2010a) und Gesundheitsberichterstattung des Bundes (2010)

¹³⁹Der Wert je Krankenhauspatient für Bluthochdruck ist nur zur Information genannt. Wegen seltener Krankenhausbehandlung ist der Durchschnittswert nur begrenzt aussagekräftig. Es liegen aber keine Fallzahlen zu ambulant behandelten Blutdruckpatienten vor.

¹⁴¹Gesundheitsberichterstattung des Bundes, 2013, Amt für Statistik Berlin-Brandenburg, 2013a

Arbeitsunfähigkeit, Invalidität und den vorzeitigen Tod der erwerbstätigen Bevölkerung untergliedert werden. Auch hierbei wird auf Daten des Statistischen Bundesamtes aufgebaut.

- Die Erwerbsunfähigkeitstage werden auf Basis der ärztlich ausgestellten Arbeitsunfähigkeitsbescheinigungen ermittelt. Damit wird festgestellt, dass ein Arbeitnehmer wegen einer Krankheit seine Arbeitsleistung nicht erbringen kann. Die Statistik erfasst nur erwerbstätige Pflichtmitglieder sowie erwerbstätige freiwillige Mitglieder. Kurzzeiterkrankungen von 1 bis 3 Tagen werden nur berücksichtigt, soweit hierfür eine ärztliche Arbeitsunfähigkeitsbescheinigung vorliegt.¹⁴²
- Die verlorenen Erwerbstätigkeitsjahre durch Invalidität werden auf Basis der im jeweiligen Jahr anfallenden Rentenzugänge erfasst. Dabei wird auch der über das aktuelle Berichtsjahr hinausgehende, zukünftige Arbeitsausfall ermittelt.¹⁴³
- Die durch vorzeitigen Tod (Mortalität) verlorenen Erwerbstätigkeitsjahre berechnet das Statistische Bundesamt aus den Angaben der Todesursachenstatistik. Sie werden, wie bei Invalidität vom Bezugsjahr ausgehend, für zukünftige Jahre ermittelt. Die verlorenen Erwerbstätigkeitsjahre werden nicht weiter berücksichtigt, da diese bereits über den Verlust menschlicher Lebenszeit (Kapitel 3.2.3.4) Eingang finden.

Im Gegensatz zu bisherigen Berechnungen von externen Kosten¹⁴⁴ erfolgt keine Umrechnung auf Behandlungs- und Ausfalltage, sondern die Erwerbstätigkeitsjahre werden direkt mit Kosten hinterlegt. Dafür wird das deutsche BIP je Erwerbstätigem in Höhe von 63.535 Euro (2012)¹⁴⁵ verwendet (Anhang A.3). Genau wie bei den direkten Gesundheitskosten werden von den Gesamtkosten die den verkehrsbedingten Umweltfolgen zuzuordnenden Anteile ermittelt.

3.3 Methodik der Bewertung externer Luftschadstoff- und Lärmkosten

Die Bewertungsverfahren können auf völlig unterschiedliche Umwelteffekte und Krankheiten angewandt werden. Sollen aber konkret Verkehrslärm und Luftschadstoffe bewertet werden, müssen effektspezifische Randbedingungen berücksichtigt werden. Wie diese sich aus der Datenbasis und den physikalischen Grundlagen ergeben, wird nachfolgend dargestellt.

¹⁴²Statistisches Bundesamt, 2010a, S. 5

¹⁴³Statistisches Bundesamt, 2010a, S. 5

¹⁴⁴Schmid, 2004, S. 67, Bundesamt für Raumentwicklung, 2008, S. 132

¹⁴⁵Statistisches Bundesamt, 2013d, S. 21

3.3.1 Bewertung von Verkehrslärm

3.3.1.1 Datengrundlage zur Ermittlung der Belastetenzahl

Die gesamte Analyse basiert auf der Strategischen Lärmkarte von Berlin, die von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt (SenStadtUm) mit dem Bezugsjahr 2012 erstellt worden ist. Sie ist Grundlage der nach EU-Umgebungslärmrichtlinie vorgesehenen Lärmaktionsplanung. Die Karte ist die Aktualisierung der 2007 erstmals erstellten Auflage. Für die Strategische Lärmkarte werden anhand eines digitalen 3D-Geländemodells und Daten zum Straßenbelag, der Anzahl und Art der Fahrzeuge sowie weiteren Parametern die Lärmpegel für fiktive Immissionspunkte an Gebäudefassaden modelltechnisch berechnet. Dies erfolgt getrennt für Straßen-, Schienen- und Fluglärm. Im Falle von Straßenlärm werden nur Straßen mit mehr als 5.000 Kraftfahrzeugen als durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke (DTV) berücksichtigt. Beim Schienenverkehr ist der Datenstand von 2007, beim Flugverkehr bezieht sich die Karte auf den Betrieb des Flughafens Berlin-Tegel (TXL) und des Flughafens Berlin-Schönefeld (SXF). Das gesamte Berechnungsverfahren ist gestützt auf die europaweit gültige EU-Umgebungslärmrichtlinie¹⁴⁶ und die entsprechende Gesetzes- und Richtlinienumsetzung in Deutschland.

Für alle Lärmquellen werden zunächst die Lärmemissionen einer Schallquelle, z. B. eines Straßenabschnitts, modelliert. Anschließend erfolgt die Berechnung von Lärmimmissionen an den Gebäudefassaden der Umgebung, indem fiktive Immissionspunkte gleichmäßig auf der Fassadenaußenseite verteilt werden (Abbildung 3.7). Diese fiktiven Immissionspunkte sind in 4 m Höhe über dem Boden an allen Fassaden angeordnet und ihre Anzahl variiert in Abhängigkeit von der Gebäudegröße. Die Strategische Lärmkarte 2012 in Berlin enthält insgesamt 4.055.830 Immissionspunkte, die auf 289.154 Gebäude verteilt sind. Jedem Immissionspunkt der Strategischen Lärmkarte wurden im Modellierungsprozess unterschiedliche Attribute zugewiesen. Darunter sind separate Lärmpegel für alle Verkehrsträger und ein energetisch addierter Gesamtlärmpegel sowie eine Gebäudekennung und die Anzahl der Bewohner je Immissionspunkt. Die Anzahl der Gebäudebewohner wurde dabei anhand der Einwohnerstatistik auf der Ebene von Blöcken ermittelt. Die Einwohner der statistischen Blöcke wurden anhand der Wohnfläche gleichmäßig auf die Gebäude verteilt. Ebenso sind innerhalb der Gebäude die Einwohner gleichmäßig auf alle Immissionspunkte verteilt worden.

Die Strategische Lärmkarte gibt den 24-Stunden-Mittelungspegel L_{DEN} an, der aus den Pegeln am Tag (L_{Day}), am Abend ($L_{Evening}$) und in der Nacht (L_{Night}) gewichtet wird. Frühere Studien, sowohl Lärmkartierungen als auch epidemiologische Untersuchungen, basieren auf anderen Mittelungspegeln (z. B. $L_{aeq,24h}$ oder $L_{day,6-22h}$). Eine direkte Um-

¹⁴⁶European Commission, 2002b

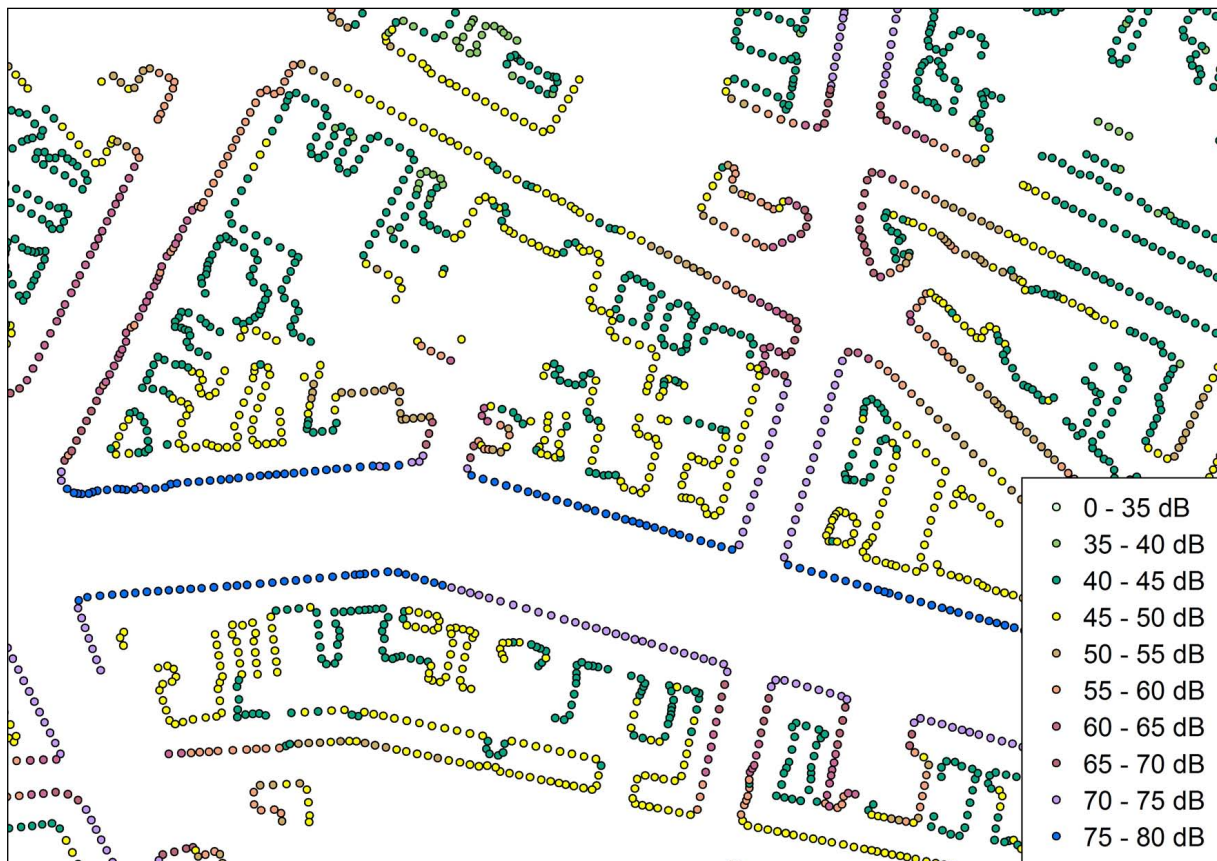


Abbildung 3.7: Immissionspunkte mit kleinräumig variierenden Straßenlärmpiegeln L_{DEN} in der Strategischen Lärmkarte Berlins im Jahr 2013¹⁵⁰

rechnung von $L_{day,6-22h}$ in L_{DEN} ist aufgrund unterschiedlicher Definitionen und Berechnungsmethoden nicht möglich¹⁴⁷ und es existiert für Deutschland kein verbindlicher Umrechnungstandard. Selbst zwischen anderen europäischen Ländern bewegen sich die Umrechnungsaufschläge für den Ganztagesindex innerhalb der Bandbreite von $L_{aeq,24h} - 2 \text{ dB} < L_{DEN} < L_{aeq,24h} + 3 \text{ dB}$.¹⁴⁸ Für die weiteren Analysen wird deshalb vereinfachend angenommen, dass $L_{DEN} = L_{day,6-22h} + 2 \text{ dB}$ gilt.¹⁴⁹ Dabei kann es zwar tendenziell zu einer Unterschätzung der Lärmfolgen kommen. Allerdings ist der isolierte Einfluss der Mittelungspegel im Vergleich mit anderen Unterschieden in früheren Untersuchungen, wie z. B. den Eingangsdaten der Lärmmodelle, als vernachlässigbar anzusehen.

3.3.1.2 Abgrenzung nach Tageszeit, Lärmquelle und Mehrfachbelastung

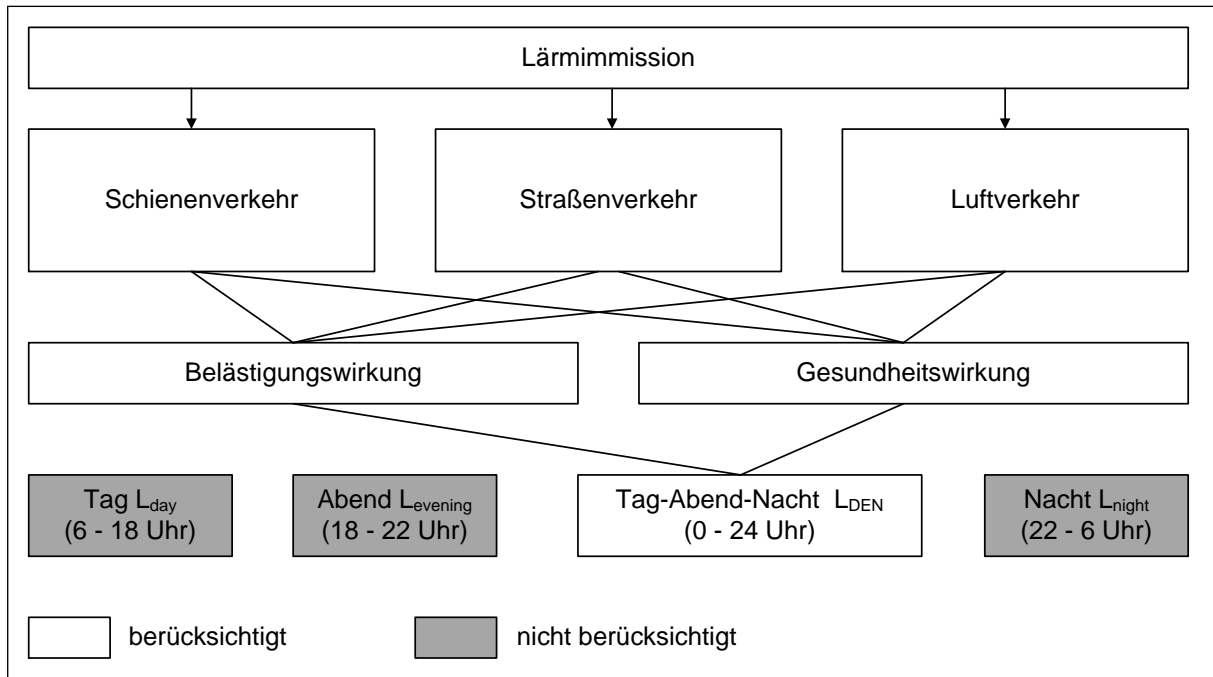
Neben der Unterscheidung in Belästigungs- und Gesundheitswirkung muss nach der Lärmquellenart sowie der Tageszeit der Belastung unterschieden werden (Abbildung 3.8).

¹⁴⁷CEDR, 2010, S. 17

¹⁴⁸Miljøstyrelsen, 2007, S. 13, CEDR, 2010, S. 17, European Environment Agency, 2010, S. 31

¹⁴⁹CEDR, 2010, S. 17

¹⁵⁰Eigene Darstellung; Datenquelle: Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, 2013a; Farbdarstellung nach Deutsches Institut für Normung, 1991, Anhang B

Abbildung 3.8: Differenzierungsmöglichkeiten bei der Lärmbewertung¹⁵⁵

In Bezug auf die Tageszeit geben die Strategischen Lärmkarten Werte für den Tag-Abend-Nacht-Lärmindex L_{DEN} an, der sich aus den Einzelpegeln Tag, Abend und Nacht zusammensetzt. Die Unterscheidung nach Tageszeit ist sinnvoll, da die Zeiten an den durchschnittlichen Aktivitätenverlauf der Einwohner angelehnt sind und die Zeiten mit besonderer Schutzbedürftigkeit stärker gewichtet.¹⁵¹ Einige Studien,¹⁵² die die Belästigungs- und Gesundheitswirkungen untersucht haben, treffen Aussagen für ausgewählte Zeiträume des Tages und beziehen sich nicht auf L_{DEN} . Rein praktisch bedeutet dies, dass für Tag, Abend und Nacht einzelne Expositions-Wirkungs-Beziehungen ermittelt werden müssten, die zusätzlich nach Verkehrsträgern und Belästigung/Gesundheit differenziert werden sollten. Diese 18 Bewertungsvarianten wären schwer zu handhaben und gerade für die Belastung in der Periode Abend sind bisher keine Expositions-Wirkungs-Beziehungen bekannt. Aus fachlicher Sicht kommt hinzu, dass bei der dominierenden Lärmquelle Straßenverkehr bei Strategischen Lärmkarten die Verkehrsbelastungen für die drei Tageszeiten mit pauschalen Anteilen aus dem DTV abgeleitet werden.¹⁵³ Somit wird früheren Studien zu externen Kosten¹⁵⁴ gefolgt und der Tag-Abend-Nacht-Lärmindex L_{DEN} als Grundlage für alle Berechnungen verwendet.

Bei jeder Betrachtung der Lärmwirkung sollte nach der Art der Lärmquelle unterschied-

¹⁵¹Schreckenberger u. Guski, 2004, S. 76

¹⁵²z. B. Babisch, 2006, World Health Organisation, 2009, Matos u. a., 2013

¹⁵³Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, 2012a, S. 4, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2006, S. 41

¹⁵⁴van Essen u. a., 2011, S. 53, Friedrich u. a., 2012, S. 15

¹⁵⁵Eigene Darstellung

den werden. So sind die Auswirkungen von Lärm durch Straßen-, Schienen- und Luftverkehr in Abhängigkeit von den Schallcharakteristika verschieden. Bei gleichem Lärmpegel L_{DEN} wird Fluglärm allgemein als am stärksten belästigend und Schienenlärm als am wenigsten belästigend eingestuft. Die Unterschiede nehmen mit höheren Lärmpegeln zu. Allerdings variieren sie auch nach der betrachteten Wirkung (z. B. geringer bei Schlafstörungen).¹⁵⁶ Für jede Lärmart sollten somit eigene Expositions-Wirkungs-Beziehungen ermittelt werden.

Methodische Schwierigkeiten gibt es bei der Bewertung von Personen, die zwei oder sogar drei unterschiedlichen Verkehrslärmarten ausgesetzt sind. Bei energieäquivalenter, logarithmischer Addition der auftretenden Lärmpegel spielt die Lärmquelle mit dem höchsten Pegel eine dominierende Rolle. Dies verursacht Fehleinschätzungen, da alle Schallergebnisse verarbeitet werden müssen und diese unterschiedliche Reaktionen und Wirkungen hervorrufen. Die Wirkungen gemeinsam auftretender Verkehrslärmarten sind bisher erst wenig erforscht und es gibt aktuell keine allgemein anerkannte Methodik, wie mit der Problematik umgegangen werden kann.¹⁵⁷ Eine Verkleinerung der Wissenslücken gelingt vielleicht im Rahmen der umfangreichen NORAH-Studie¹⁵⁸ ab Ende 2014, die die Wirkung von Verkehrslärm aller Verkehrsarten untersucht.

Bis dahin können nach Lärmquellenart differenzierte Kostensätze für die an der Fassade auftretenden Lärmpegel verwendet werden. Dieser Ansatz ist weit verbreitet.¹⁵⁹ Mit dieser separaten Berechnung der externen Lärmkosten für Luft-, Straßen- und Schienenverkehr findet bei externen Kosten des Gesamtlärms eine arithmetische Addition der einzelnen Kostenkomponenten statt, was zwangsläufig zu einer Überschätzung der Kosten führt und dem Prinzip der energieäquivalenten Berechnung widerspricht. Vor dem Hintergrund der fehlenden Methodik ist diese Ungenauigkeit nicht zu vermeiden.¹⁶⁰

3.3.1.3 Besonderheiten bei historischen Vergleichen

Mit der Umsetzung der EU-Umgebungsärmrichtlinie ist ein rechnerischer Rückgang der externen Kosten durch Verkehrslärm zu beobachten. So wurden im Auftrag des Internationalen Eisenbahnverbandes für die Jahre 2000 und 2008 die externen Kosten EU-weit mit einer vergleichbaren Methodik geschätzt. Trotz Erweiterung des Untersuchungsgebietes um 10 Mitgliedsländer sind die externen Lärmkosten aller Verkehrsträger in den 8 Jahren von 46 Mrd. Euro auf 18 Mrd. Euro je Jahr gesunken.¹⁶¹ Auf Lärminderungsmaßnahmen

¹⁵⁶Griefahn, 2007, S. 34, 48, Miedema u. Oudshoorn, 2001, S. 414

¹⁵⁷Verein deutscher Ingenieure, 2013b, S. 9

¹⁵⁸www.norah-studie.de

¹⁵⁹Bickel u. a., 2006, S. 105, Maibach u. a., 2007, S. 67, Friedrich u. a., 2012, S. 14

¹⁶⁰Ergebnis eines Gespräch am 18.03.2013 mit Vertretern des UBA: Thomas Myck, Dr. René Weinandy

¹⁶¹Schreyer u. a., 2004, S. 72, van Essen u. a., 2011, S. 13

kann dies, wenn überhaupt, nur zu einem geringen Anteil zurückzuführen sein. Auch die Kostensätze für die Ermittlung externer Kosten bewegen sich auf einem vergleichbaren Niveau. Somit müssen die Unterschiede mit einer veränderten Anzahl der Lärmbelasteten zusammenhängen.

Ausgangspunkt aller älteren Studien¹⁶² für Deutschland ist eine Gesamtabeschätzung anhand eines Berechnungsmodells für die alten Bundesländer.¹⁶³ Allein durch den Straßenverkehr waren danach in den alten Bundesländern im Jahr 1999 48,9 % der Bevölkerung vom Dauerschallpegel $L_{\text{aeq}} > 55$ dB betroffen.¹⁶⁴ Nach der Strategischen Lärmkarte 2012 liegt der Anteil $L_{\text{DEN}} > 55$ dB in der Großstadt Berlin bei 17,2 % der Bevölkerung.¹⁶⁵ Darüber hinaus liegen seit dem Jahr 2009 die auf Basis der EU-Umgebungslärmrichtlinie bundesweit für Ballungsräume und entlang großer Verkehrsachsen ermittelten Belastetenzahlen beim UBA vor.¹⁶⁶ Danach sind in den alten Bundesländern 7,3 % der Bevölkerung durch Lärmpegel $L_{\text{DEN}} > 55$ dB des Straßenverkehrs betroffen.

Als Ursache für den Rückgang der Belastetenzahlen sind zwei primäre methodische Gründe zu nennen.

- *Abgrenzung des Untersuchungsgebietes:* Nach der EU-Umgebungslärmrichtlinie werden nur große Verkehrswege („Hauptverkehrsstraßen“) und der Straßenverkehr in 27 Ballungsräumen mit mehr als 250.000 Einwohnern als Lärmquelle berücksichtigt.¹⁶⁷ Da auch bei geringer Verkehrsbelastung im Nebennetz (z. B. bei Pflasterstraßen) oder außerhalb von Ballungszentren Lärmpegel $L_{\text{DEN}} > 55$ dB auftreten können, führt die EU-Umgebungslärmrichtlinie zu einer systematisch niedrigeren Schätzung der Belastetenzahl. Im Gegensatz dazu basierte das Berechnungsmodell für die alten Bundesländer auf modellhaft gebildeten Bebauungsstrukturclustern für 60 Repräsentativgebiete, für die zuerst das gesamte Straßennetz einschließlich aller Nebenstraßen betrachtet wurde. Auf Basis dieser Repräsentativgebiete erfolgte eine Hochrechnung der Ergebnisse auf die gesamten alten Bundesländer.¹⁶⁸ Somit wurden die gesamte Bevölkerung und sämtliche Straßen berücksichtigt, allerdings in Form von einem Top-Down-Prinzip. Die Methodik der EU-Umgebungslärmrichtlinie folgt dem Bottom-Up-Prinzip. Mögliche Auswirkungen der damit verbundenen unvollständigen Lärmkartierung werden in Kapitel 4.4.1 hochgerechnet und diskutiert.

¹⁶²Babisch, 2006, S. 59, Schreyer u. a., 2004, S. 141, Schreyer u. a., 2007, S. 62, Schreyer u. a., 2004, S. 72

¹⁶³Umweltbundesamt, 2000

¹⁶⁴Umweltbundesamt, 2000

¹⁶⁵Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, 2012a, S. 3, 8

¹⁶⁶Umweltbundesamt, 2009

¹⁶⁷European Commission, 2002b

¹⁶⁸Fakiner, 1985, S. 3-9

- *Zuordnung von Gebäudebewohnern zu Lärmpegeln:* Bei früheren Lärmkarten wurden alle Bewohner eines Hauses der Gebäudeseite zugeordnet, die die höchsten Fassadenpegel aufweist. In der Regel ist dies die dem Verkehrsweg zugewandte Seite.¹⁶⁹ Nach der EU-Umgebungslärmrichtlinie werden dagegen auf allen Fassaden eines Gebäudes fiktive Immissionspunkte verteilt. Somit liegt mindestens ein Immissionspunkt für die Lärmberechnung je Fassade vor. Anschließend werden alle Einwohner eines Gebäudes gleichmäßig auf die für das Gebäude festgelegten Immissionspunkte verteilt.¹⁷⁰ Im Ergebnis werden nicht mehr alle Einwohner der lautesten Fassade zugeordnet, sondern Teile werden abgeschirmten und ruhigen Fassaden zugeordnet. Diese Zuordnung der Einwohner auf die Immissionspunkte an allen Fassaden entspricht prinzipiell mehr der Realität, da angenommen werden kann, dass im Durchschnitt alle Räume der Gebäude zu ungefähr gleichen Anteilen genutzt werden. Möglicherweise werden die der Lärmquelle zugewandten Räume sogar unterdurchschnittlich genutzt.

Die Belastetenzahlen nach EU-Umgebungslärmrichtlinie erfüllen insgesamt ihre Funktionen innerhalb der Lärmminierungsplanung. Eine Vergleichbarkeit mit früheren Daten ist nie beabsichtigt gewesen und leider auch nicht möglich. Zukünftig stattfindende Studien können die Expositions-Wirkungs-Beziehungen anhand der heute vorliegenden modellierten Belastungsdaten zuverlässig abschätzen. In der aktuellen Übergangsphase zwischen der alten Methodik zur Abschätzung der Belastetenzahlen und der EU-Umgebungslärmrichtlinie gibt es allerdings Unsicherheiten. Die älteren Expositions-Wirkungs-Beziehungen beziehen sich alle auf die älteren, deutlich höheren Belastetenzahlen. Werden diese älteren Expositions-Wirkungs-Beziehungen auf die neuen Belastetenzahlen nach EU-Umgebungslärmrichtlinie bezogen, ergeben sich Unterschätzungen der Erkrankungszahlen. Die Wirkung konnte in den älteren Studien objektiv quantifiziert werden, sie wird aber heute auf weniger Belastete bezogen und somit ist die beschriebene Wirkung in der Summe tendenziell zu niedrig.

In dieser Arbeit werden externe Kosten primär als einfach handhabbarer Lärmindikator verwendet, da die reinen Lärmpegel in dB räumlich schwer zu aggregieren sind. Vor diesem Hintergrund muss das niedrige Kostenniveau akzeptiert werden, bei dem höchstens die Untergrenze der externen Kosten durch Verkehrslärm angegeben wird. Bis neue epidemiologische Studien mit Bezug auf die Belastetenzahlen nach EU-Umgebungslärmrichtlinie vorliegen, wird immer das Risiko einer systematischen Unterschätzung der absoluten Höhe der externen Kosten bestehen.

¹⁶⁹Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz, 2009, S. 4, Bundesministerium für Verkehr, 1992, S. 5-6

¹⁷⁰Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2007, §. 3.1, 3.3

3.3.1.4 Expositions-Wirkungs-Relationen bei Gesundheitswirkungen

Von den nachgewiesenen Gesundheitswirkungen von Verkehrslärm liegen nur für einige Krankheiten allgemein anerkannte Expositions-Wirkungs-Relationen vor (Kapitel 3.1.3.2). Bei der Abschätzung der Gesundheitskosten werden deshalb nur Herz-Kreislauf-Erkrankungen und Bluthochdruck betrachtet.

Herzinfarkt und Herz-Kreislauf-Erkrankungen Neue Publikationen zu Expositions-Wirkungs-Beziehungen bei Herzinfarkt durch Straßenlärm beziehen sich fast vollständig auf eine Metaanalyse von Babisch (2006), die 61 epidemiologische Studien ausgewertet hat und aus sieben ausgewählten Untersuchungen eine Beziehung abgeleitet hat. Drei der Studien hatten als Untersuchungsgebiet Berlin. Der Beurteilungspegel der Studien ist jeweils $L_{\text{Day, 16h}}$ und diesem Fassadenpegel musste mindestens ein Wohn- oder Schlafräum ausgesetzt sein, damit alle Bewohner diesem Pegel zugeordnet werden konnten. Untersucht wurden nur Männer, da diese Gruppe höhere Expositions-Wirkungs-Beziehungen aufweist. Mögliche risikoerhöhende Kovariablen (z. B. Alter, soziale Gruppe) wurden berücksichtigt.¹⁷¹ Als Wirkungsschwelle wurde $L_{\text{Day}} = 60$ dB ermittelt, was sich in der Größenordnung anderer Studien bewegt.¹⁷²

Die empfohlene Expositions-Wirkungs-Beziehung von Babisch (2006) beschreibt den Zusammenhang zwischen Herzinfarkt und Lärmpegel ($L_{\text{Day: 6-22hr}}$). Die auf den Bezugspegel L_{DEN} umgerechnete Funktion ist in Abbildung 3.9 dargestellt. Sie wird von der WHO auch für die Anwendung beim Flug- und Schienenverkehr empfohlen, da keine anderen Expositions-Wirkungs-Beziehungen vorliegen.¹⁷³

Mit Hilfe des PAR (Kapitel 3.2.3.3) können die Anteile der auf Lärm zurückzuführenden Herzinfarkte, gemessen an allen Herzinfarkten, bestimmt werden. Dies erfolgt differenziert für 5-dB-Pegelklassen (Anhang A.5). Danach hängen 0,85 % aller Herzinfarkte mit der Berliner Lärmbelastung durch Straßenverkehr zusammen und 0,12 % bzw. 0,09 % mit Schienen- und Flugverkehr. Dieser funktionale Zusammenhang ist auch für sonstige koronare Herzkrankheiten (z. B. Angina pectoris) gültig¹⁷⁴ und wird somit universell auf diese und auf Herzinfarkt durch Straßen-, Schienen- und Fluglärm angewandt.

Bluthochdruck Für die Expositions-Wirkungs-Beziehung bei Bluthochdruck liegt für Straßen- und Fluglärm jeweils eine aktuelle Meta-Analyse, basierend auf 24 bzw. 12 epidemiologischen Studien im westeuropäischen Raum, vor. Beide berücksichtigen vielfältige

¹⁷¹Babisch, 2006, S. 50-51

¹⁷²Giering, 2010, S. 77-84

¹⁷³Babisch, 2006, S. 65; World Health Organisation, 2011, S. 31; Hansell u. a., 2013, S. 10

¹⁷⁴Babisch, 2006, S. 65

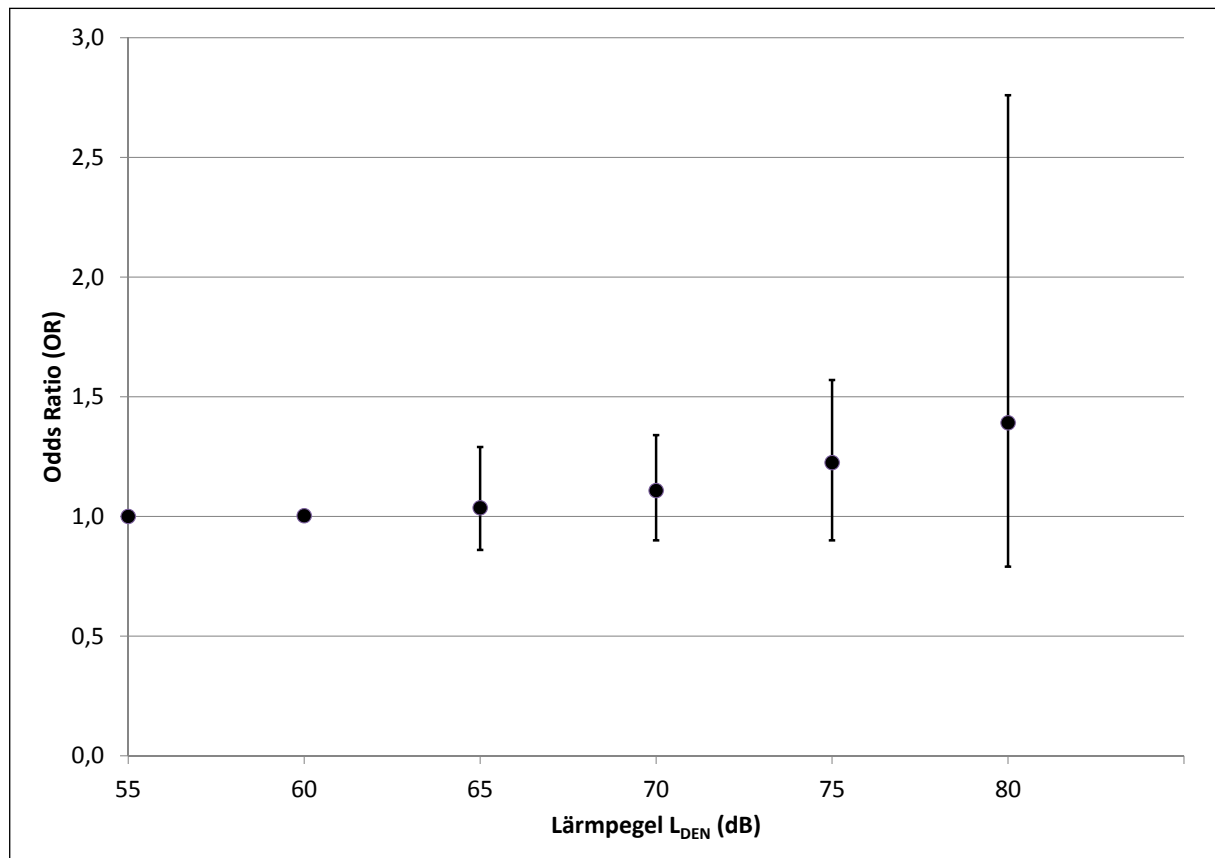


Abbildung 3.9: Expositions-Wirkungs-Beziehung für Herzinfarkt durch Straßenlärm mit Konfidenzintervallen $\pm 95\%$ ¹⁷⁵

Kovariablen wie Studiengröße, Bestimmungsmethode für den Lärmpegel und in Bezug auf die Bevölkerung Faktoren wie Alter, physische Aktivität oder sozio-ökonomischer Status.

Für den Straßenverkehr gilt bei einem Anstieg um 5 dB bei Bluthochdruck eine Risikoerhöhung $OR = 1,034$ (Abbildung 3.10). Dabei wird eine Wirkschwelle von $L_{DEN} = 47$ dB angegeben.¹⁷⁶ Für den Flugverkehr gilt bei einem Anstieg um 5 dB die Risikoerhöhung $OR = 1,065$.¹⁷⁷ Dafür wurde keine konkrete Wirkschwelle ermittelt, aber als konservative Schätzung werden $L_{DEN} = 52$ dB empfohlen.¹⁷⁸ Für den Schienenverkehr gibt es keine geeigneten Expositions-Wirkungs-Beziehungen. Ersatzweise wird die Beziehung des Straßenverkehrs angewendet.

Auch hier können mit Hilfe der PAR Anteile der auf Lärm zurückzuführenden Bluthochdruckerkrankungen an allen Fällen bestimmt werden. Danach hängen 2,84 % dieser Erkrankungen mit der Berliner Lärmbelastung durch Straßenverkehr zusammen sowie 1,02 % bzw. 0,80 % mit Schienen- bzw. Flugverkehr.

¹⁷⁵Eigene Darstellung; Datenquelle: Babisch, 2006, S. 51

¹⁷⁶van Kempen u. Babisch, 2012, S. 1081

¹⁷⁷Für eine Vergleichbarkeit angepasster Wert. Originalwert $OR = 1,13$ je 10 dB

¹⁷⁸Kamp u. Babisch, 2009, S. 166

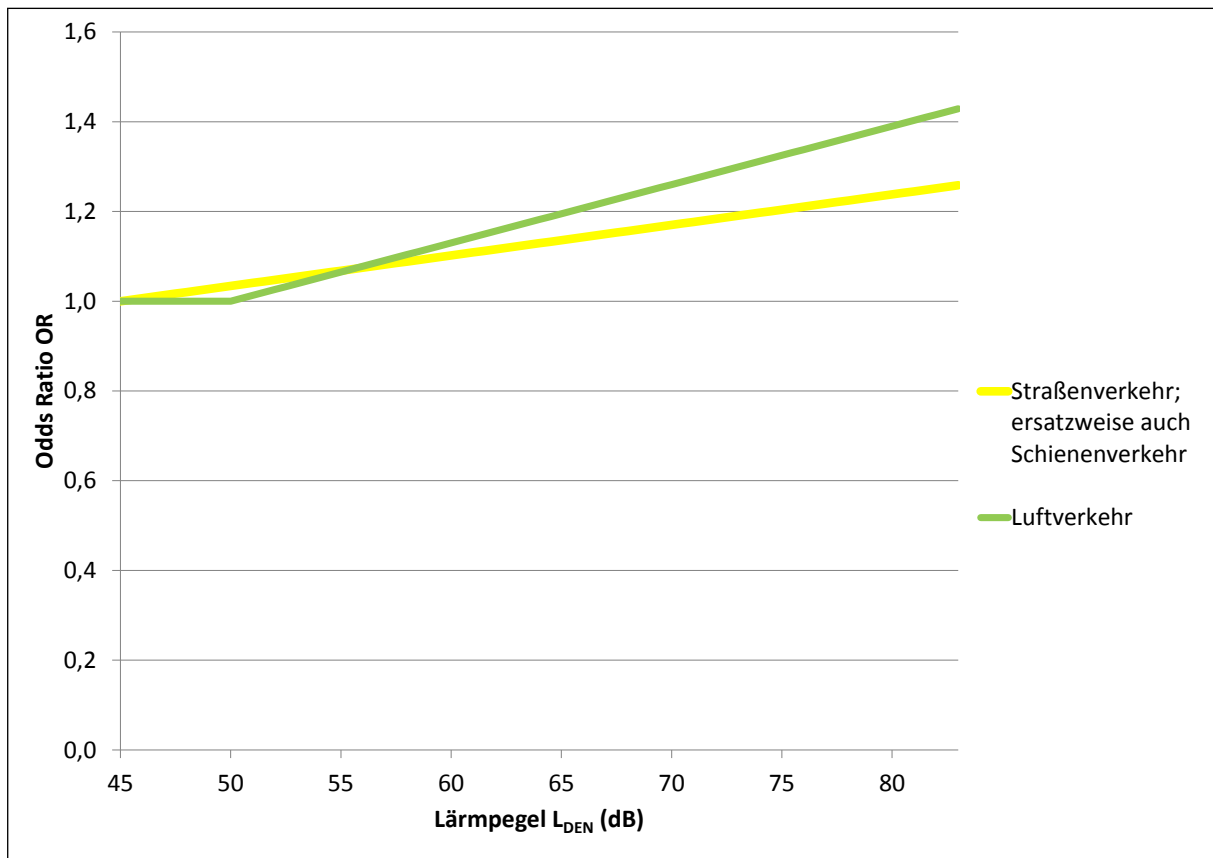


Abbildung 3.10: Expositions-Wirkungs-Beziehung für Bluthochdruck durch Straßen- und Fluglärm¹⁷⁹

3.3.1.5 Belästigungswirkung

Belästigung stellt in erster Linie eine subjektive Nutzeneinbuße dar, wodurch die Lebensqualität insgesamt gemindert wird. Beschrieben wird diese Größe häufig als „Prozent stark Belästigte“ (Percentage Highly Annoyed (%HA)), die sich auf die Gesamtbevölkerung bezieht. Errechnet wird dieser Anteil in Abhängigkeit von der Art der Lärmquelle anhand der sogenannten Miedema-Kurven.¹⁸⁰ Diese aus einer Metaanalyse abgeleiteten Kurven haben in Deutschland Richtliniencharakter und kommen weltweit zur Anwendung, beruhen aber auf sehr alten Untersuchungen zwischen 1965 und 1994. Als Bezugsgröße für Kostensätze bietet sich prinzipiell diese „Prozent stark Belästigte“ an, da sie auf breite fachliche Akzeptanz stoßen und auch eine Umrechnung des Lärms verschiedener Verkehrsträger auf einen Gesamtwert möglich ist.¹⁸¹ Allerdings existiert bisher nur eine Studie, die konkrete Kostensätze auf „Prozent stark Belästigte“ bezieht.¹⁸² Die Methodik wird als unvollständig dokumentiert eingeschätzt und der Ansatz wird nicht weiter verfolgt.

¹⁷⁹Eigene Darstellung; Datenquelle: van Kempen u. Babisch, 2012, S.1081, Kamp u. Babisch, 2009, S.166; Erläuterung der Farbdarstellung in Anhang A.1

¹⁸⁰European Commission, 2002a

¹⁸¹Verein deutscher Ingenieure, 2013b, S. 15

¹⁸²Maibach u. a., 2007, S. 227

Besser geeignet für die ökonomische Bewertung der Belästigung durch Lärm sind Ansätze, die sich direkt auf Dezibel beziehen. Dabei sind sowohl Stated-Preference-Ansätze als auch Revealed-Preference-Ansätze anwendbar.¹⁸³ Die Anwendung beider Ansätze für die Bewertung von Verkehrslärm wird im folgenden diskutiert:

- Bei **Hedonischer Bewertung** (auch Revealed-Preference genannt) wird das tatsächliche Verhalten der Individuen auf dem Wohnungsmarkt analysiert, indem der funktionale Zusammenhang zwischen Kaltmieten und Eigenschaften der Wohnung bzw. Einflussgrößen der Umgebung ermittelt wird.¹⁸⁴ Berücksichtigt werden dabei physische Wohnungseigenschaften wie die Zimmeranzahl, Lageeigenschaften wie Verkehrsanbindung oder Schulstandorte und Umwelteigenschaften wie Grünflächen oder eben Umgebungslärm.¹⁸⁵ Die Einflüsse der Eigenschaften auf den Mietpreis werden mit Hilfe von Regressionsmodellen ermittelt und somit kann die durchschnittliche Preisveränderung je Dezibel berechnet werden. Der Vorteil dieses Verfahrens besteht darin, dass die Ergebnisse auf dem tatsächlichen Verhalten der Individuen beruhen. Allerdings sind die Ergebnisse in hohem Maße vom verwendeten Modell und seinen Variablen, der Qualität der Eingangsdaten, von Rahmenbedingungen des örtlichen Wohnungsmarktes und sonstigen (verkehrsbezogenen) Umwelteinflüssen (z. B. Luftschadstoffe) abhängig.¹⁸⁶
- Bei **Stated-Preference-Methoden** wird mit Hilfe einer Umfrage die persönliche Zahlungsbereitschaft für eine Umweltqualität abgefragt.¹⁸⁷ Die Umfragen enthalten u. a. eine detaillierte Beschreibung des Umweltgutes, Informationen zur Zahlungsmöglichkeit sowie Fragen zur Zahlungsbereitschaft, den Gründen dafür und zum sozio-ökonomischen Hintergrund der Befragten.¹⁸⁸ In ökonometrischen Modellen werden aus diesen Datensätzen durchschnittliche Zahlungsbereitschaften ermittelt und es können Varianzen in Abhängigkeit von sozio-ökonomischen Einflussgrößen bestimmt werden.¹⁸⁹ Vorteile der Stated-Preference-Bewertung sind die Möglichkeiten, einzelne Umweltwirkungen (z. B. Lärm) von anderen Einflussgrößen zu trennen und die Lärmkosten direkt ohne komplexe Modellierungsschritte zu bestimmen.¹⁹⁰ Ein Risiko ist aber die Qualität der Befragung, da z. B. Lärmpegel gleichzeitig wissenschaftlich korrekt und für Laien verständlich formuliert werden müssen.

Für beide Ansätze liegt eine Vielzahl von Studien vor und für beide gibt es methodische Vor- und Nachteile. Es kann zwischen den Ergebnissen beider Ansätze ein klarer statis-

¹⁸³Maibach u. a., 2007, S. 224

¹⁸⁴Navrud, 2002, S. 6

¹⁸⁵Blanco u. Flindell, 2011, S. 134

¹⁸⁶Maibach u. a., 2007, S. 224

¹⁸⁷Umweltbundesamt, 2012b, S. 17

¹⁸⁸Navrud, 2002, S. 7

¹⁸⁹Umweltbundesamt, 2012b, S. 17

¹⁹⁰Maibach u. a., 2007, S. 224

tischer Zusammenhang festgestellt werden.¹⁹¹ Insgesamt führen hedonische und Stated-Preference-Bewertung der Zahlungsbereitschaft „zu sehr ähnlichen und daher konsistenten Ergebnissen“,¹⁹² die sich gegenseitig durch ihre unterschiedliche Methodik bestätigen. Nach Abwägung der oben beschriebenen Vor- und Nachteile der beiden Verfahren und der Übertragbarkeit auf den Ballungsraum Berlin wird bei der hier vorliegenden Analyse der hedonische Bewertungsansatz angewendet. Dabei wird den methodischen Empfehlungen der von der Europäischen Kommission verwendeten Handbücher zu externen Kosten gefolgt.¹⁹³

3.3.2 Bewertung von Luftschadstoffen

3.3.2.1 Datengrundlage zur Ermittlung der Belastetenzahl

Die Bewertung der Luftqualität ruht in der EU auf den beiden Säulen Messung und Modellierung. Die Messungen werden in Deutschland vom Bund und den Ländern durchgeführt. Das Umweltbundesamt betreibt ein Luftmessnetz fernab von Industriestandorten, Kraftwerken oder Verkehrsachsen für die Analyse weiträumig und grenzüberschreitend herantransportierter Luftmassen. Die Länder betreiben ein deutlich dichteres Netz von Luftmessstationen zur Überwachung der Luftqualität in Städten, Ballungsräumen und Gebieten mit hoher Verkehrsdichte. In Berlin gibt es beispielsweise 16 ortsfeste Messstationen mit unterschiedlichen Messprogrammen sowie 23 kleine Probeentnahmeggeräte.¹⁹⁴ Mit dieser Stationsdichte ist allerdings kein flächendeckender Überblick zu erreichen und es können auch nicht die Wirkungen von Luftreinhaltemaßnahmen isoliert betrachtet werden. Dafür erfolgt parallel die Modellierung. In zwei Schritten werden zuerst die Emissionen aus unterschiedlichen Quellen quantifiziert und in einem zweiten Schritt deren Umwandlung und Ausbreitung in der Atmosphäre im Rahmen der Immissionsberechnung bestimmt. Die gesamte Modellierung kann sowohl zeitlich (von Sekunden bis Jahren) als auch räumlich (wenige Meter bis global) völlig unterschiedlich aufgelöst sein.¹⁹⁵

Emissionsbestimmung In Emissionskatastern werden die Luftschadstoffart, deren Menge sowie die räumliche und zeitliche Verteilung jeweils nach deren Quelle aufgeschlüsselt. In der Praxis werden die Quellen Industrie und Gewerbe, Haus- und Kleinf Feuerungen und Verkehr betrachtet. Beim Kfz-Verkehr stehen die Emissionen durch den fließenden und ruhenden Verkehr (kurzzeitige Fahrtunterbrechungen, Betriebspausen sowie länger

¹⁹¹Matos u. a., 2013, S. 45-46

¹⁹²Umweltbundesamt, 2012b, S. 17

¹⁹³Maibach u. a., 2007, S. 65, Ricardo-AEA, 2014, S. 49

¹⁹⁴Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, 2013c, S. 4

¹⁹⁵Fenger u. a., 1998, S. 175

ausgedehntes Abstellen) im Vordergrund. Betrachtet werden Abgasemissionen aus den Verbrennungsprozessen, Verdampfungs- und Verdunstungsemissionen, Reifenabriebe und Aufwirbelungen. In Abhängigkeit von der Zielstellung sind die ermittelten Emissionen räumlich und zeitlich unterschiedlich aufgelöst.¹⁹⁶

Im ersten Schritt der Emissionsberechnung beim Kfz-Verkehr werden Emissionsfaktoren pro Fahrzeugschicht ermittelt. Eine Fahrzeugschicht ist dabei eine Gruppe mit gleichem bzw. ähnlichem Emissionsverhalten, bestimmt durch Antriebsart, Hubraumgröße und Abgasnorm. Die Emissionsfaktoren sind normierte Verhältnisse eines emittierten Stoffes zu einer Fahrstrecke. Im deutschsprachigen Raum kommen die letztendlich auf Emissionsmessungen basierenden Emissionsfaktoren im Handbuch für Emissionsfaktoren (HBEFA) zur Anwendung.¹⁹⁷

Im zweiten Schritt werden diese Fahrzeugschichten je nach Verkehrszusammensetzung in der temporalen und räumlichen Untersuchungseinheit gewichtet. Damit wird der Bezug zum jeweiligen Flottenmix hergestellt.¹⁹⁸

Im dritten Schritt wird unter Berücksichtigung des Verkehrsvolumens der Emissionsfaktor ausgewählt. Das Verkehrsvolumen variiert im Tagesgang und beeinflusst direkt die Verkehrszustände („level of service“) der Fahrstrecke und somit auch die jeweiligen Emissionsfaktoren.¹⁹⁹

Im Ergebnis stellt das Emissionskataster räumlich und zeitlich aufgelöst die Emissionsmengen dar. In Kombination mit den sonstigen Emissionen aus dem urbanen Umfeld und dem (über-) regionalen Hintergrund bildet das Kataster die Grundlage für die Immissionsberechnung.

Immissionsberechnung Zur stadtweiten Simulation von Immissionen zur Identifikation von Hotspots kommen vereinfachte Modelle zum Einsatz. Damit können für Straßensegmente die Immissionen mit vertretbarem Daten- und Zeitaufwand berechnet werden und mit möglichen Grenzwerten verglichen werden. Dabei werden speziell Straßen mit geschlossener Bebauung (schlechte Durchlüftung) und hohem Verkehrsaufkommen betrachtet.²⁰⁰

Das zu untersuchende Straßennetz mit den dazugehörigen Emissionen wird in homogene Segmente zerlegt. Die angrenzende Bebauung wird mit dem Baufluchtenabstand, der Bebauungshöhe und dem Baulückenanteil aus digitalen Karten berücksichtigt.²⁰¹

¹⁹⁶Verein deutscher Ingenieure, 2003, S. 18-19; Richtlinie befindet sich aktuell in grundlegender Überarbeitung.

¹⁹⁷Keller u. de Hahn, 2004, S. 13

¹⁹⁸Keller u. de Hahn, 2014, S. 30-31

¹⁹⁹Verein deutscher Ingenieure, 2003, S. 37, Keller u. de Hahn, 2014, S. 9

²⁰⁰Verein deutscher Ingenieure, 2013a, S. 11-12

²⁰¹Verein deutscher Ingenieure, 2013a, S. 30

Luftströmungen werden mit Hilfe von meteorologischen Daten berücksichtigt, die in unterschiedlicher Datenform die Häufigkeitsverteilung von Windrichtung und Windgeschwindigkeit einbeziehen.²⁰²

Mit den Eingangsdaten wird in Berlin mit der Software IMMIS-Luft die Immissionsbelastung auf beiden Straßenseiten für je einen Punkt in 1,5 m Höhe und 0,5 m Entfernung zur Gebäudekante berechnet und ein Mittelwert je Straßensegment gebildet.²⁰³ Darin eingeschlossen sind die Immissionsvorbelastungen aus dem urbanen und regionalen Hintergrund.

3.3.2.2 Gesundheitswirkungen

Anhand der modellierten Immissionsbelastungen können mit Expositions-Wirkungs-Relationen die Gesundheitswirkungen abgeschätzt werden. Die WHO empfiehlt, bei Kosten-Nutzen-Rechnungen *Stickstoffdioxid* ausdrücklich zu berücksichtigen, auch wenn eine Korrelation mit Feinstaub üblich ist. Wegen der geringeren Unsicherheit beim Nachweis des Zusammenhangs sollte die monetäre Bewertung primär anhand der kurzzeitigen Belastung mit dem Stundenmittelwert erfolgen.²⁰⁴ Da in Berlin flächendeckend jedoch nur Jahresmittelwerte für Stickstoffdioxid vorliegen, muss von dieser Empfehlung abgewichen werden. Durch den engen Zusammenhang zwischen Stundenmittelwerten und Jahresmittelwerten ist der dadurch verursachte Fehler als sehr gering einzuschätzen.

In den weiteren Berechnungen wird die Risikoerhöhung $HR = 1,03$ (95% Konfidenzintervall 1,01-1,03) je zusätzlichen $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ NO_2 verwendet. Gesundheitseindpunkt sind dabei natürliche Todesursachen. Diese signifikanten Werte wurden im Untersuchungsgebiet Rom ermittelt und von den Auswirkungen durch Feinstaub getrennt.²⁰⁵

Das Vorhandensein einer Wirkschwelle bei NO_2 steht noch in Frage. Eine Linearität der Wirkung gilt jedoch als gesichert.²⁰⁶ Um speziell die regionalen Unterschiede innerhalb des Stadtgebietes mittels externer Kosten zu verdeutlichen, wird bei der Bewertung eine Wirkschwelle von $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ NO_2 angewendet, was ungefähr der durchschnittlichen Berliner Belastung durch den regionalen Hintergrund (Jahre 2009 - 2012)²⁰⁷ im Jahresmittel entspricht.

Bei konkreten Expositions-Wirkungs-Beziehungen für *Feinstaub* geben die WHO oder andere Institutionen keine direkten Empfehlungen zur Quantifizierung der Zusammenhänge ab. Stattdessen wird auf aktuelle Studien verwiesen und die jeweiligen Ergebnisse

²⁰²Verein deutscher Ingenieure, 2013a, S. 23

²⁰³Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, 2011, S. 19

²⁰⁴World Health Organisation, 2013b, S. 117,

²⁰⁵Cesaroni u. a., 2013, S. 328

²⁰⁶World Health Organisation, 2013b, S. 112

²⁰⁷Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, 2013c, S. 13

werden entsprechend der Untersuchungsabgrenzungen und der betrachteten Wirkungen eingeordnet. In den aktuellen Studien steht die Risikoveränderung bei langfristiger Exposition gegenüber $\text{PM}_{2,5}$ im Hinblick auf vorzeitigen Tod (alle Ursachen und Herz-Kreislauf-Erkrankungen) und Krankheiten allgemein im Vordergrund. Dabei weist die WHO auf die höhere Verlässlichkeit der Daten bei vorzeitigem Tod hin. Neben anderen Studien werden Ergebnisse aus dem EU-Forschungsprojekt ESCAPE zur Anwendung in ökonomischen Bewertungen empfohlen.²⁰⁸ Ergebnis des Projektes ist eine Metaanalyse für 22 europäische Untersuchungsgebiete und eine Grundgesamtheit von 370.000 Teilnehmern, in der in einem Verfahren der Zusammenhang von Luftschadstoffen und Tod untersucht wird.

Bei natürlichen Todesursachen konnte ein signifikant erhöhter HR für $\text{PM}_{2,5}$ von 1,07 (95 % Konfidenzintervall 1,02-1,13) pro $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ festgestellt werden.²⁰⁹ Der Bezug auf alle natürlichen Todesursachen überrascht, da nicht alle Todesursachen unmittelbar mit Feinstaub zusammenhängen. Der Bezug wird von der WHO jedoch als zuverlässiger als die krankheits- bzw. todesursachenspezifischen Analysen angesehen.²¹⁰ Obwohl im ESCAPE-Projekt auch krankheitsspezifische Risiken ermittelt wurden,²¹¹ wird aus Gründen der Einfachheit von der weiteren Differenzierung der Gesundheitswirkungen abgesehen.

Die alleinige Betrachtung von Betroffenen oberhalb des gesetzlichen Ziel- bzw. Grenzwertes von $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $\text{PM}_{2,5}$ ist nicht zielführend. Die WHO gibt, gestützt auf zahlreiche Studien,²¹² bewusst keine Wirkschwelle für $\text{PM}_{2,5}$ an. Bereits unter dem Jahresmittelwert $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ treten Gesundheitswirkungen auf, die bei höheren Belastungen linear ansteigen.²¹³ In Berlin sind derartig niedrige Belastungswerte mittelfristig kaum erreichbar, da die niedrigsten Werte mit geringem urbanen Einfluss schon bei $15\text{-}16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ liegen. Bei der monetären Bewertung wird deshalb der Wert $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Schwellenwert²¹⁴ verwendet, damit keine Überschätzung vorgenommen wird und die Unterschiede innerhalb des Stadtgebietes mit den Kostensätzen besser herausgebildet werden können. Ein zusätzlicher negativer Einfluss auf die Gesundheit unterhalb des Grenzwertes ist aber weiterhin möglich.

Insgesamt ist erkennbar, dass in der Toxikologie und Epidemiologie eine Tendenz hin zu stärker differenzierten Aussagen zur Gesundheitswirkung von Feinstaub besteht. Während früher PM_{10} im Vordergrund stand, ist heute aus medizinischer Sicht die massebezogene $\text{PM}_{2,5}$ -Belastung der Standard als Bezugsgröße. Weitere Differenzierungen im Hinblick auf

²⁰⁸World Health Organisation, 2012b, S. 41, 43, 45

²⁰⁹Beelen u. a., 2013, S. 5

²¹⁰World Health Organisation, 2012b, S. 41

²¹¹Raaschou-Nielsen u. a., 2013

²¹²z. B. World Health Organisation, 2006, S. 9

²¹³World Health Organisation, 2012b, S. 38

²¹⁴Dieser Wert liegt deutlich über der unvermeidbaren Basiskonzentration von $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} in Kallweit u. Wintermeyer (2013, S. 23), die für eine deutschlandweite Abschätzung angenommen wurde.

noch feinere Partikel und chemische und physikalische Eigenschaften sind absehbar.²¹⁵ Die heute geltenden gesetzlichen Grenzwerte berücksichtigen diese Erkenntnisse mit gewisser zeitlicher Verzögerung. Somit werden Anpassungen der Grenzwerte an die tatsächlichen Gesundheitsrisiken und insgesamt eine Grenzwertverschärfung von der WHO empfohlen und sind auf europäischer Ebene zukünftig zu erwarten.²¹⁶

3.4 Ergebnisse der Bewertungsverfahren

Grundlage der monetären Bewertung sind die Wirkungen von Lärm und Luftschadstoffen, die mit Expositions-Wirkungs-Beziehungen quantifiziert werden. Diese werden zur Ermittlung der Kostensätze mit den insgesamt anfallenden Kosten und den im Betrachtungsgebiet auftretenden Belastetenzahlen kombiniert. Das jeweilige Berechnungsverfahren für Lärm und Luftschadstoffe sowie die in späteren Kapiteln angewandten Kostensätze werden nachfolgend dargestellt.

Luftschadstoffe und Verkehrslärm sind von der gemeinsamen Größe der Verkehrsstärke abhängig. Somit ist es denkbar, dass sich die Expositions-Wirkungs-Beziehungen überschneiden und es zu Doppelzählungen kommen könnte. Die zugrunde liegenden Studien²¹⁷ berücksichtigen allerdings Einflüsse der jeweils anderen Umweltbelastung, sodass auch eine Addition der Lärm- und Luftschadstoffkosten möglich wäre.²¹⁸

Entsprechend dem Verfahren der PAR (Kapitel 3.2.3.3), nach dem die Belastungssituation in Berlin zu Grunde gelegt wird, gelten die Ergebnisse nur für Berlin. Sie lassen sich nicht unmittelbar auf andere Untersuchungsgebiete, insbesondere nicht-urbane Gebiete, übertragen.

3.4.1 Verkehrslärm

3.4.1.1 Externe Gesundheitskosten

Die *direkten Krankheitskosten*, die Ressourcenkosten, werden anhand der Krankheitskostenstatistik ermittelt (Kapitel 3.2.3.5). Unter der Annahme, dass die Krankheitsfälle und die Krankheitskosten über die Zeit hinweg ungefähr konstant sind, beinhalten die für das Bezugsjahr 2012 erfassten Krankheitskosten sowohl die Kosten der erstmaligen Behandlungen als auch die Kosten von Folgebehandlungen, die Patienten früherer Jahre verursachen.

²¹⁵World Health Organisation, 2013b, S. 10-12, 17

²¹⁶World Health Organisation, 2013b, S. 32, 35, 183, 184

²¹⁷Babisch, 2006, S. 32-33; van Kempen u. Babisch, 2012, S. 1084; Cesaroni u. a., 2014, S. 4

²¹⁸Ricardo-AEA, 2014, S. 49; Umweltbundesamt, 2012c, S. 40

Mit Hilfe der mit PAR auf Lärm zurückzuführenden Herzinfarkte, sonstigen koronaren Herzerkrankungen und Bluthochdruck können die Kosten durch Straßen-, Schienen- und Luftverkehr durch Multiplikation bestimmt werden.

Für die *indirekten Krankheitskosten*, d. h. die Ausfallkosten der lärmbedingten Krankheiten, wird die gleiche Vorgehensweise angewandt. Diese auf Berlin bezogenen Kosten setzen sich aus Kosten für Arbeitsunfähigkeit, Invalidität und verlorene Lebenszeit zusammen (Kapitel 3.2.3.4 und 3.2.3.6 bzw. Anhang A.3 und A.4). Mit den PAR können sie einzelnen Dezibel-Kategorien und Verkehrsträgern zugeordnet werden.

Im letzten Schritt werden direkte und indirekte Krankheitskosten miteinander addiert (Abbildung 3.11).

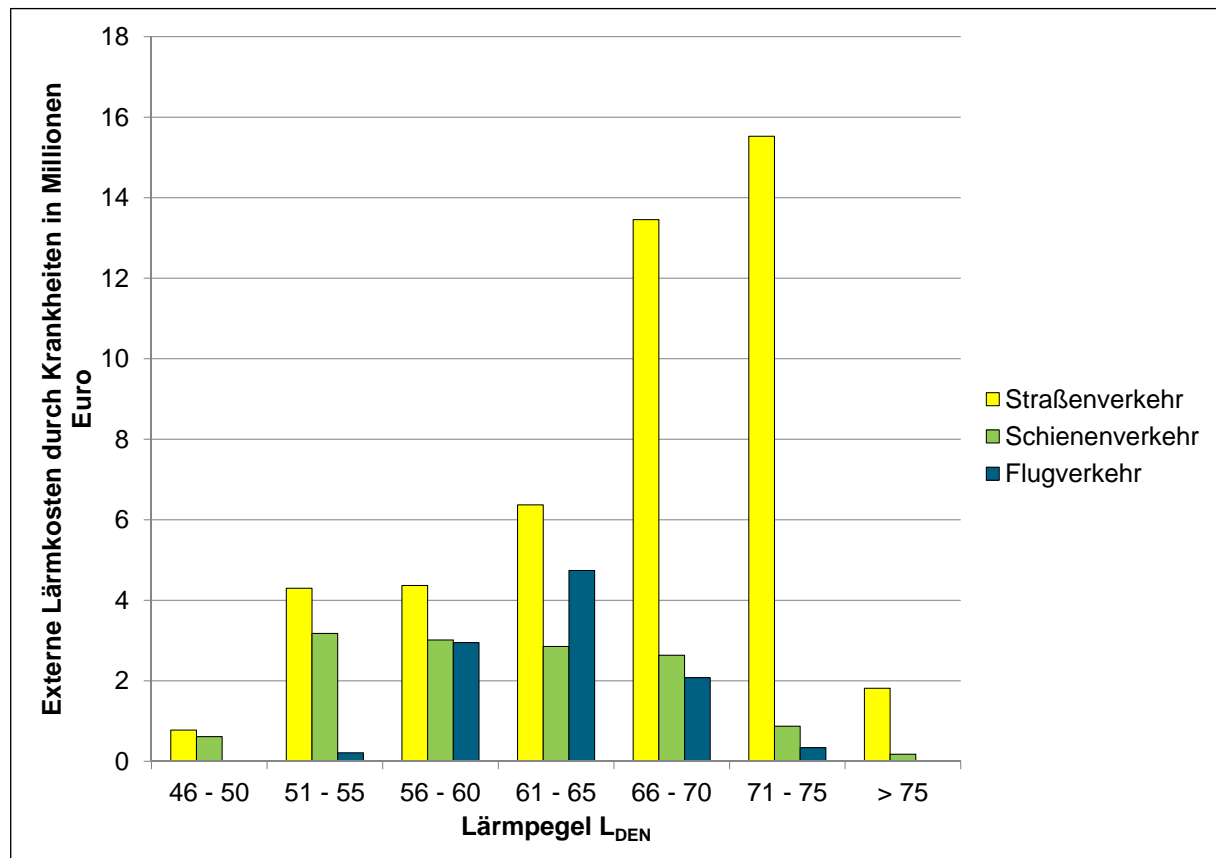


Abbildung 3.11: Summe der direkten und indirekten Krankheitskosten (Euro) durch Lärm nach Pegelkategorie in Berlin im Jahr 2012²¹⁹

Die direkten lärmbedingten Krankheitskosten tragen mit etwa 29 % zur Summe der Krankheitskosten bei. Die größten Gesamtkosten verursacht Bluthochdruck (63 %), gefolgt von koronaren Herzerkrankungen (22 %) und Herzinfarkten (15 %).

²¹⁹Eigene Darstellung

3.4.1.2 Externe Belästigungskosten

Hedonische Studien beschreiben den Zusammenhang zwischen Lärm und Mietminderungen mit dem Noise Sensitivity Depreciation Index (NSDI). Damit wird die relative Minderung der Miete je zusätzlichem Dezibel Lärmpegelerhöhung beschrieben.²²⁰ Referenzpunkt ist jeweils ein Schwellenwert, der häufig bei einem Lärmpegel von 55 dB (teilweise niedriger) liegt. Der NSDI wird meistens als linearer Wert angegeben,²²¹ obwohl einige Studien progressiv ansteigende Werte identifiziert haben.²²² Insgesamt ist die Varianz der Werte wegen unterschiedlicher Methodik vergleichsweise hoch (Tabelle 3.4). Die angewendeten Studien, möglichst aktuell und in der Raumstruktur mit Berlin vergleichbar, liegen jeweils im Mittelfeld.

Tabelle 3.4: Spannbreite von NSDI nach Lärmquelle²²³

Lärmquelle	Noise Sensitivity Depreciation Index (NSDI)		
	untere Grenze	obere Grenze	angewendet für Berlin
Straßenverkehr	-0,08	-2,20	-0,45
Schienenverkehr	-0,34	-0,67	-0,36
Flugverkehr	-0,10	-3,57	-1,04

Die externen Kosten durch Belästigung werden, differenziert nach Lärmquelle, anhand der durchschnittlichen Jahreskaltmiete je Quadratmeter und der durchschnittlichen Wohnfläche je Einwohner in Berlin ermittelt (Anhang A.7). Die Ergebnisse (Tabelle 3.5) liegen deutlich unterhalb der in der Methodenkonvention für hedonische Kosten angegebenen Werte.²²⁴ Allerdings liegen sie auf vergleichbarem Niveau wie im Berliner Mietspiegel, nach dem bei Lärmbelastungen von $L_{DEN} > 65$ dB Abschläge von der mittleren Miete von bis zu 20 % möglich sind.²²⁵

3.4.1.3 Summe aller externen Lärmkosten

Die dargestellten Kosten durch Gesundheitsfolgen und Belästigung können in einem abschließenden Schritt addiert werden. Da sich die Bewertung beider Lärmwirkungen teilweise einer unterschiedlichen Methodik bedient, kann argumentiert werden, dass eine Doppelzählung und damit eine Überschätzung der externen Kosten nicht auszuschließen ist.

²²⁰Blanco u. Flindell, 2011, S. 134

²²¹Blanco u. Flindell, 2011, S. 134

²²²Andersson u. a., 2010, S. 86

²²³Quelle: Dekkers u. van der Straaten (2009, S. 2851), Andersson u. a. (2010, S. 86), Blanco u. Flindell (2011, S. 138), Püschel u. Evangelinos (2012, S. 603)

²²⁴Friedrich u. a., 2012, S. 15

²²⁵Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, 2013b, S. 74, S. 121

Tabelle 3.5: Jährliche Kosten (Euro) der Belästigung durch Lärm je Belastetem in Berlin (hedonisch; Preisstand: 2012)

L_{DEN}	Straßenverkehr	Schienenverkehr	Flugverkehr
≤ 55 dB	0	0	0
56 - 60 dB	6	5	69
61 - 65 dB	66	52	207
66 - 70 dB	125	100	344
71 - 75 dB	185	148	482
> 75 dB	244	195	620

Allerdings nehmen Lärmbelastete Lärm als Minderung der Lebensqualität wahr (= Belästigte) und weisen eine Zahlungsbereitschaft zur Verminderung des Lärms auf. Dabei haben sie allerdings ein Informationsdefizit, da die allgemeine Bevölkerung keine oder unzureichende Kenntnisse über die langfristigen Gesundheitsfolgen von Lärm besitzt. Somit ist auszuschließen, dass Belastete die Gesundheitsfolgen in der Zahlungsbereitschaft berücksichtigen und eine Doppelzählung von Wirkungen findet nicht statt.²²⁶

Die Ergebnisse sind in Abbildung 3.6 dargestellt. Der Anteil von Belästigung an den Gesamtkosten variiert in Abhängigkeit von der Lärmart. Beim Flugverkehr werden 77 % der externen Kosten durch Belästigung verursacht, bei Straßen- und Schienenverkehr nur 50 % respektive 37 %.

Da die Belastetenzahlen Grundlage der Kostenermittlung sind, lassen sich die externen Kosten nicht dezibel fein ermitteln. Um trotzdem feinere Unterschiede der Belastungssituation realitätsnah abbilden zu können, wird aus den Punktwerten eine kubische Funktion geschätzt.²²⁷

$$Kosten_{Strasse}(L_{DEN}) = 2201,1 - 90,43 \cdot L_{DEN} + 0,99994 \cdot L_{DEN}^2 + 0,001426 \cdot L_{DEN}^3 \quad (3.3)$$

$$Kosten_{Schiene}(L_{DEN}) = 1243,6 - 43,68 \cdot L_{DEN} - 0,26522 \cdot L_{DEN}^2 + 0,00223 \cdot L_{DEN}^3 \quad (3.4)$$

$$Kosten_{Luft}(L_{DEN}) = 7248,3 - 348,1 \cdot L_{DEN} + 5,1802 \cdot L_{DEN}^2 - 0,022444 \cdot L_{DEN}^3 \quad (3.5)$$

L_{DEN} = Lärmpegel L_{DEN} in Strategischer Lärmkarte mit $L_{DEN} \geq 50$ dB (Straße / Schiene) bzw. $L_{DEN} \geq 55$ dB (Luft)

²²⁶Bickel u. a., 2006, S. 104, Maibach u. a., 2007, S. 61, Schmid, 2004, S. 81-82

²²⁷Verwendung der FIT-Funktion (Methode der kleinsten Quadrate) im Programm gnuplot 4.6, für die jeweils die beste Funktion zwischen quadratischen und kubischen Funktionen ausgewählt wurde.

Tabelle 3.6: Kostensätze je Jahr für externe Kosten (Euro) durch Verkehrslärm (Krankheiten und Belästigung) in Berlin im Jahr 2012²²⁸

L_{DEN}	Straßenverkehr	Schienenverkehr	Flugverkehr
< 50	0	0	0
51 - 55	11	11	2
56 - 60	28	26	91
61 - 65	109	96	259
66 - 70	217	192	455
71 - 75	355	319	682
> 75	535	490	943

In anderen Studien zu externen Kosten²²⁹ sind Kostensätze auf Basis des EU-Forschungsprojekts HEATCO verwendet worden.²³⁰ Zur Gewährleistung der Vergleichbarkeit und speziell zur Beurteilung der Sensitivität der statistischen Analysen zur Kostenverteilung werden als Ergänzung ausgewählte Auswertungen mit diesen Kostensätzen aus der Literatur²³¹ durchgeführt. Die Darstellung erfolgt mit dem Vermerk „UBA-Kostensatz“. Die Kostensätze je Dezibel-Kategorie und die geschätzten Funktionen sind im Anhang A.8 und A.9 dargestellt.

²²⁸Eigene Darstellung

²²⁹Becker u. a., 2012, S. 22, van Essen u. a., 2011, S. 149-150

²³⁰Bickel u. a., 2006, S. 107, Maibach u. a., 2007, S. 67, Friedrich u. a., 2012, S. 15-16

²³¹Friedrich u. a., 2012, S. 15

3.4.2 Luftschadstoffe - externe Gesundheitskosten

Die beiden Luftschadstoffe $\text{PM}_{2,5}$ und NO_2 sind nach heutigem Erkenntnisstand jeweils durch lineare Exposition-Wirkungs-Beziehungen gekennzeichnet (Abbildung 3.12). Werden diese Risiken²³² zu Grunde gelegt, ergeben sich in Kombination mit den für Berlin angenommenen Wirkschwellen und dem auftretenden Wertebereich der Bevölkerungsbelastungen 2009 die PAR im Anhang A.11. Danach sind 2,98 % aller natürlichen Todesfälle in Berlin auf $\text{PM}_{2,5}$ und 2,32 % auf NO_2 zurückzuführen.

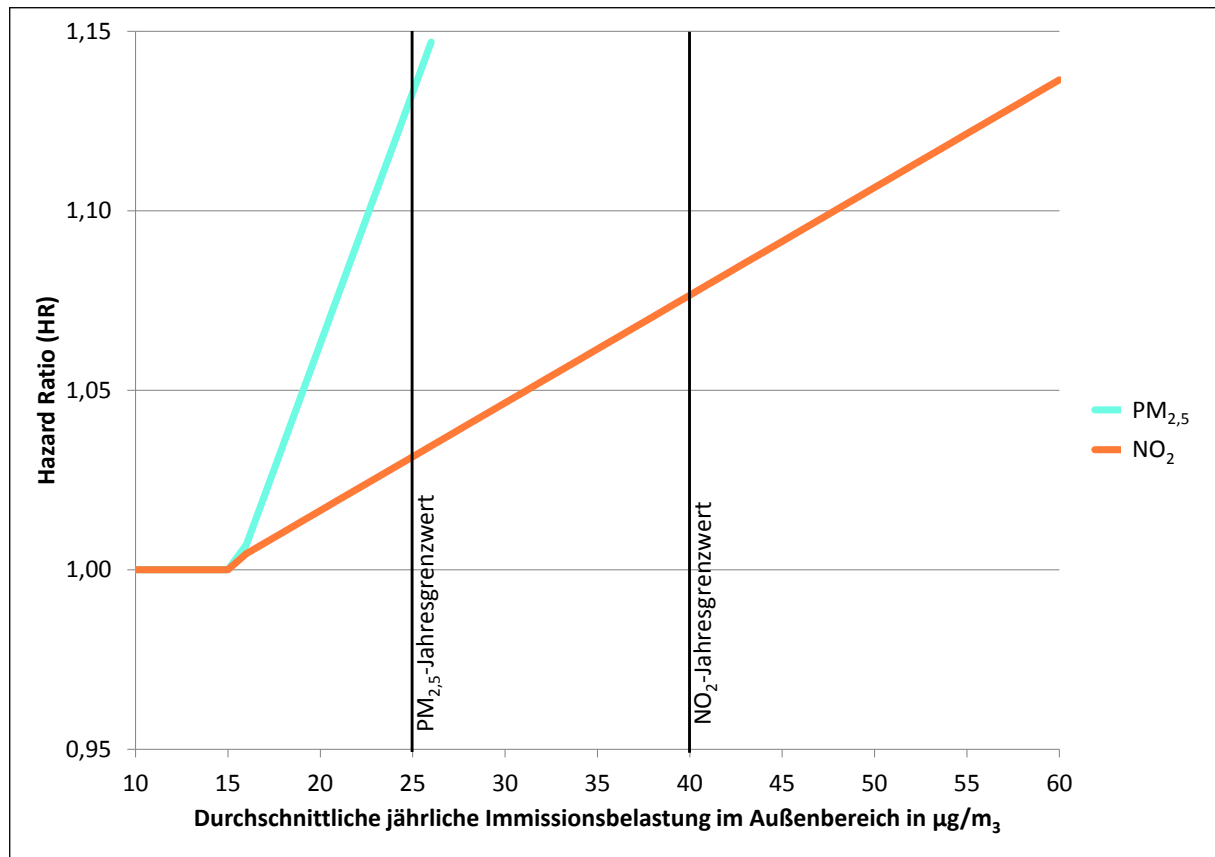


Abbildung 3.12: Expositions-Wirkungs-Beziehungen für Luftschadstoffe mit Bezug auf alle natürlichen Todesursachen²³³

Sowohl die Höhe der PAR mit insgesamt 5,30 % als auch der Bezug auf alle natürlichen Todesursachen kann im Vergleich zu den Wirkungen von Lärm überraschen. In der Literatur ist der Bezug auf alle natürlichen Todesursachen allerdings üblich.²³⁴ Darüber hinaus sind nach Beginn der Datenanalyse weitere Ergebnisse des ESCAPE-Projekts veröffentlicht worden. Die krankheitsspezifischen HR liegen beispielsweise bei Lungenkrebs bei 1,18 pro $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $\text{PM}_{2,5}$ ²³⁵ und bei Herz-Kreislauf-Erkrankungen bei 1,13 pro $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$

²³²Beelen u. a., 2013, S. 5; Cesaroni u. a., 2013, S. 330

²³³Eigene Darstellung; Datenquelle: Beelen u. a., 2013, S. 5; Cesaroni u. a., 2013, S. 330

²³⁴World Health Organisation, 2013b, S. 41

²³⁵95% Konfidenzintervall 0,96-1,46; Raaschou-Nielsen u. a., 2013, S. 817

PM_{2,5}.²³⁶ Würden alle Krankheiten mit möglichen Wirkungen und den deutlich höheren Exposition-Wirkungs-Beziehungen einzeln betrachtet und addiert, ergäbe sich im Ergebnis eine ähnliche Größenordnung wie bei Betrachtung aller Todesursachen.

Die Ergebnisse für Berlin sind auch vergleichbar mit Schätzungen der WHO für Europa. Danach sind 482.000 Todesfälle im Jahr in Europa²³⁷ auf Luftschadstoffe in der Außenluft zurückzuführen.²³⁸ Dies entspricht einem Anteil von etwa 5,5 % an allen Todesfällen im Bewertungsgebiet. Ein Teil der Länder weist dabei zwar höhere Luftschadstoffbelastungen auf. Als Ausgleich dafür stellt Berlin einen Ballungsraum dar, dessen Belastung deutlich über dem ländlichen Hintergrund von Deutschland liegt.²³⁹

Entsprechend der Verursacheranteile bei PM_{2,5} und NO₂ ist nur ein Teil der externen Kosten von Luftschadstoffen auf Verkehr zurückzuführen (Abbildungen 3.3 und 3.2). Der genaue Anteil ist immissionsbasiert kaum zu ermitteln, da die verwendeten Wirkschwellen eher aus der Berliner Hintergrundbelastung als aus medizinischen Exposition-Wirkungs-Beziehungen abgeleitet sind (Kapitel 3.3.2.2). Die Verteilung der Belastung in Berlin zeigt jedoch, dass die Belastungsspitzen eng mit Verkehr zusammenhängen.

Die Tabellen 3.8 und 3.7 geben auf Basis der für Berlin ermittelten Belasteten die Kosten je Belastetem für die beiden Luftschadstoffe PM_{2,5} und NO₂ an. Um auch kleine Belastungsunterschiede zu berücksichtigen, werden ähnlich wie bei Verkehrslärm lineare Funktionen für die Berechnung der externen Kosten verwendet (Anhang A.12).

3.5 Zusammenfassung des angewandten Bewertungsverfahrens

Lärm und Luftschadstoffe durch Verkehr stellen zwei zentrale Umweltprobleme in Städten dar. Die einzelnen Verkehrsteilnehmer beziehen diese Umweltfolgen jedoch höchstens begrenzt in ihre Entscheidung über eine konkrete Fahrt ein. Schließlich sind von den Effekten unbeteiligte Dritte betroffen, deren Verluste nicht durch die Verursacher kompensiert werden. Die Umweltökonomie hat daher das Konzept der externen Kosten entwickelt, um negative Effekte menschlicher Aktivitäten auf andere Menschen, Regionen oder Generationen greifbar zu machen. Im Verkehrswesen werden sie zur Beschreibung von Nutzenverlusten der Bevölkerung durch Lärm- und Luftschadstoffe, durch Unfälle sowie Klimaveränderungen angewandt.

²³⁶95% Konfidenzintervall 0,98 to 1,30; Cesaroni u. a., 2014, S. 4

²³⁷Insgesamt rechnet die WHO 53 Staaten zu Europa.

²³⁸World Health Organisation, 2014, S. 1

²³⁹Die Verteilung innerhalb von Deutschland wird anhand der Analyse in Kallweit u. Wintermeyer, 2013, S. 21 deutlich.

Tabelle 3.7: Kostensätze und Summe der direkten und indirekten Krankheitskosten (Euro) durch PM_{2,5} in Berlin im Jahr 2012

PM _{2,5} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Anzahl Belastete 2009	Kosten je Belastetem durch PM _{2,5}	Gesamtkosten durch PM _{2,5}
0 - 15	35.553	0	0
15 - 16	582.319	71	41.599.977
16 - 17	1.026.238	213	218.818.340
17 - 18	1.221.628	353	431.466.609
18 - 19	278.316	499	138.788.506
19 - 20	123.537	642	79.341.486
20 - 21	72.728	785	57.125.842
21 - 22	37.658	929	34.979.642
22 - 23	23.344	1.072	25.026.809
23 - 24	6.271	1.216	7.623.278
24 - 25	1.489	1.359	2.023.365
25 - 26	134	1.502	201.267
Summe	3.409.215		1.036.995.120

Tabelle 3.8: Kostensätze und Summe der direkten und indirekten Krankheitskosten (Euro) durch NO₂ in Berlin im Jahr 2012

NO ₂ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Anzahl Belastete 2009	Kosten je Belastetem durch NO ₂	Gesamtkosten durch NO ₂
0 - 15	257.247	0	0
15 - 20	1.222.046	107	130.616.601
20 - 25	1.349.721	258	348.156.710
25 - 30	274.573	412	113.253.495
30 - 35	146.438	566	82.844.889
35 - 40	78.155	719	56.207.930
40 - 45	46.823	873	40.857.210
45 - 50	28.858	1.026	29.608.475
50 - 55	5.220	1.180	6.159.263
55 - 60	134	1.333	178.676
Summe	3.409.215		807.883.247

Betrachtet werden die Gesundheitswirkungen von Straßen-, Schienen- und Fluglärm sowie von Luftschadstoffen. Verkehrslärm, hier beschrieben mit dem Lärmindex L_{DEN} , führt zu Stressreaktionen des menschlichen Körpers. Bei dauerhafter Belastung wird Verkehrslärm unter anderem mit Bluthochdruck und Herz-Kreislauf-Erkrankungen einschließlich Herzinfarkt in Zusammenhang gebracht. Nach Verbesserungen bei anderen Luftschadstoffen in den letzten Jahrzehnten stehen heute Feinstaub (PM_{10} , $PM_{2,5}$) und Stickstoffdioxid (NO_2) im Vordergrund der Luftreinhalteplanung. Betrachtet wird jeweils die Luftschadstoffkonzentration in der Außenluft. Sowohl das im Verbrennungsprozess entstehende NO_2 als auch der durch Verbrennung, Abrieb und Aufwirbelung verursachte Feinstaub können zu Atemwegs- und Herz-Kreislauf-Erkrankungen führen.

Bei der monetären Bewertung wird mit dem Wirkungspfadansatz versucht, die gesellschaftlichen Kosten der durch Umweltfolgen verursachten Krankheiten möglichst genau abzuschätzen. Ausgangspunkt sind modellierte Daten zur Belastungssituation der Berliner Bevölkerung. In Kombination mit den Expositions-Wirkungs-Beziehungen, die auf der Basis von medizinischen Studien die Risikoerhöhung durch die Umweltwirkung beschreiben, wird der Anteil der auf die Umweltbelastung zurückzuführenden Krankheitsfälle bestimmt. In einem letzten Schritt werden aus den Behandlungskosten der Krankheiten, den Kosten verlorener Erwerbstätigkeit und Kosten verlorener Lebensjahre Kostensätze für Belastete ermittelt. Sie geben die externen Kosten je Belastetem und je Jahr an. Die Kostensätze variieren nach Expositionsniveau und erreichen bei höchster Belastung beispielsweise 535 Euro bei Straßenlärm und 1.500 Euro bei $PM_{2,5}$ -Belastung.

Diese konkreten Kostensätze für Belastete sind Schätzungen, die nur innerhalb der gewählten und dokumentierten Abgrenzung gültig sind und zwangsläufig eine subjektive Komponente enthalten. Neben der Verdeutlichung der ökonomischen Tragweite der Umweltbelastung werden sie bei der Analyse der sozialräumliche Verteilung primär als einfach handhabbarer Indikator verwendet, da die absolute Lärm- und Luftschadstoffbelastung räumlich und sozial schwer zu aggregieren ist.

Kapitel 4

Methodik der sozialräumlichen Verteilungsanalyse

Die Analyse der Verteilung von Wirkungen zwischen sozio-ökonomischen Gruppen gewinnt in der Verkehrsplanung an Bedeutung. Darauf deuten sowohl die Forschungsprojekte im Bereich Umweltgerechtigkeit¹ als auch die Debatten über die Fairness von Mautsystemen hin.² Für die jeweiligen Analysen gibt es allerdings bisher keine Standards, sondern es müssen in Abhängigkeit von der Zielstellung der Analyse und den verfügbaren Daten spezifische Verfahren entwickelt werden.

In diesem Kapitel wird dargestellt, wie Daten zu den durch Verkehr verursachten Umweltbelastungen mit sozio-ökonomischen Daten der Bevölkerung verknüpft werden können. Es werden mögliche Analyseansätze aus der Literatur vorgestellt und diskutiert und darauf aufbauend die methodischen Grundlagen entwickelt, auf denen die eigentlichen Ergebnisse in Kapitel 5 basieren. Unterschiedliche Verfahren und Betrachtungsebenen werden in Abschnitt 4.1 dargestellt. Nach Festlegung der konkreten Methodik werden in Abschnitt 4.2 die verfügbaren Datengrundlagen für das Untersuchungsgebiet Berlin sowie die Schritte der Datenaufbereitung beschrieben. Im Teil 4.3 folgt eine Beschreibung der angewandten statistischen Verfahren. In den beiden letzten Teilen 4.4 und 4.5 werden Sonderfälle, wie der Umgang mit unvollständigen Datensätzen sowie die Maßnahmenevaluation, thematisiert.

¹Beispiele sind die Projekte „Umweltgerechtigkeit in Berlin“ von SenStadtUm und „Umweltgerechtigkeit im städtischen Raum“ im Auftrag des UBA.

²Beispiele sind Eliasson u. Mattsson (2006) oder die Debatte über eine Pkw-Maut in Deutschland im Jahr 2014.

4.1 Analysevarianten und Abgrenzung der Analyseansätze

Verkehr trägt wesentlich zur Belastung durch Luftschadstoffe und Lärm bei. Nahezu alle Siedlungs- und Freiflächen sind in unterschiedlicher Intensität durch diese Umwelteffekte betroffen. Im Rahmen der Luftreinhalte- und Lärminderungsplanung ist zumindest in Ballungsräumen vergleichsweise gut bekannt, wie die Belastungen räumlich verteilt sind und wie viele Menschen welchem Belastungsniveau ausgesetzt sind.

In diesem Kapitel wird beschrieben, wie die vorliegenden Belastungsverteilungen um Informationen zur sozio-ökonomischen Zusammensetzung der Bevölkerung ergänzt werden können. Dabei werden den belasteten Einwohnern sozio-ökonomische Strukturdaten aus der amtlichen Statistik zugeordnet (vgl. „statistikbasierte Ansätze“ in Kapitel 2.2.3). Dies erfolgt für die Wohnstandorte auf der Ebene von sozialräumlichen Bezugseinheiten. Diese Bezugseinheiten stellen räumlich definierte Gebiete dar, auf deren Grundlage statistische Daten aggregiert bereitgestellt werden können.

Die Verknüpfung zwischen den Umweltbelastungen und der sozio-ökonomischen Bevölkerungsstruktur kann mit Hilfe verschiedener Ansätze und Indikatoren hergestellt werden. Zum einen ist es möglich, die als Punkt georeferenzierte Belastung von Einzelpersonen über die sozialräumlichen Bezugseinheiten mit der sozio-ökonomischen Struktur zu verknüpfen. Für die einfachere Aggregation und Auswertung können ergänzend Bewertungen mit externen Kosten durchgeführt werden. Alternativ gibt es Ansätze, die die Belastungsdaten für sozialräumliche Bezugseinheiten aggregieren. Dabei wird je Gebiet die Einwohnerzahl, die sozio-ökonomischen Struktur und die gemittelte Belastung betrachtet. Daneben erfolgt eine kurze Darstellung, wie die mit dem Aufenthaltsort variierende Belastung im Tagesverlauf berücksichtigt werden könnte. Abschließend wird der für die weitere Analyse gewählte Ansatz zusammengefasst.

4.1.1 Bevölkerungsdaten am Wohnstandort

Bewohner stellen eine zentrale Bezugsgröße dar, um die Belastung durch Luftschadstoffe und Lärm im Kontext der Umweltgerechtigkeit zu untersuchen. Mehr als die Hälfte des Tages wird durchschnittlich in bzw. in direktem Umfeld von Wohngebäuden verbracht.³ Insbesondere die Belastung durch Lärm tritt dort während der Erholungsphase Schlaf auf. Somit ist es naheliegend, dass der Gesetzgeber die geschätzte Anzahl an Menschen innerhalb definierter Expositionsniveaus am Wohnort als einen Indikator für die Betrof-

³Gaffron, 2012, S. 4

fenheit durch Schadwirkungen vorsieht.⁴ Bei Lärm ist die Abschätzung der belasteten Menschen im Geltungsbereich der Umgebungslärmrichtlinie europaweit vorgeschrieben, bei Luftschadstoffen erfolgt die Angabe in Berlin auf freiwilliger Basis,⁵ könnte aber in anderen Untersuchungsräumen mit geringem Aufwand ermittelt werden.

Die Anzahl der Luftschadstoff- und Lärmbelasteten kann differenziert nach Belastungsniveau und sozialräumlichen Bezugseinheiten angegeben werden. Die Ausgabe der Ergebnisse ist auf unterschiedliche Art und Weise möglich:

- **Anzahl der Belasteten:** Die Addition aller Belasteten oberhalb einer definierten Wirkschwelle oder innerhalb eines Belastungsintervalls ist zur Identifikation von Gebieten mit besonders vielen Belasteten hilfreich. Bei räumlicher Differenzierung wird die Anzahl jedoch entscheidend durch die Einwohnerdichte mitbestimmt.
- **Gewichtete Belastetenanzahl:** Höhere Belastungsniveaus implizieren eine stärkere Betroffenheit der Anwohner. Um beispielsweise 100 durch 60 dB Belastete mit 100 durch 70 dB Belastete in Relation zu setzen, gibt es unterschiedliche Lärmbewertungsmaße wie die lineare Lärmkennziffer, den Anteil der erheblich Belasteten oder den Exponentialansatz.⁶ Die Normierung auf einen Einzahlwert ermöglicht räumliche Untersuchungen oder Vorher-Nachher-Vergleiche. Dieser Ansatz wird nicht weiter verfolgt, da sich externe Kosten direkter an der Expositions-Wirkungs-Beziehung orientieren.
- **Anteil der Belasteten:** Die Summe aller Belasteten wird durch die gesamte Einwohnerzahl der sozialräumlichen Bezugseinheit dividiert. Gerade bei räumlichen Darstellungen wird so der Einfluss der Einwohnerdichte isoliert.

In dieser Arbeit kommt die absolute Anzahl der Belasteten primär bei der Darstellung von Zusammenhängen in Diagrammen zur Anwendung. Die Belastetenanteile werden dagegen in den statistischen Analysen und für Darstellungen in Karten verwendet.

4.1.2 Externe Kosten

Externe Kosten stellen einen Ansatz dar, die Belastungen durch Umweltwirkungen, gewichtet nach Expositionshöhe, untereinander vergleichbar und transferierbar in andere Wissenschaftsbereiche darzustellen. Bezugsgröße ist die Anzahl der Belasteten an ihrem Wohnort, die in Abhängigkeit vom Expositionslevel und der zugrunde liegenden Expositions-Wirkungs-Beziehung gewichtet werden. Je nach Abgrenzung können Wirkungen wie Lärm und Luftschadstoffe zusammengefasst werden. Da die externen Kosten durch Luftschadstoffe allerdings substantiell höher sind und die Luftschadstoffe in der

⁴Bundesministerium der Justiz, 2013b, § 4 Abs. 4

⁵Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, 2011, S. 24

⁶Probst, 2006, S. 105-106

Bewertung dominieren, ist eine gemeinsame Analyse nicht sinnvoll. Vorteil der externen Kosten ist, dass Effekte der Umweltwirkungen durch einen konkreten Geldbetrag anschaulicher beschrieben werden als bei der alleinigen Angabe von Belasteten, die beispielsweise keinen Bezug zu den damit verbundenen Gesundheitswirkungen besitzen. Darüber hinaus gelten alle Vor- und Nachteile, die in Kapitel 3 beschrieben sind.

Der Ansatz der externen Kosten bietet klare Vorteile, ist allerdings ohne kurze Einführung in das ökonomische Bewertungskonzept nicht unmittelbar nachvollziehbar. Deshalb wird keine alleinige Analyse mit externen Kosten durchgeführt. Stattdessen wird parallel die absolute Belastungssituation betrachtet, um damit gleichzeitig die Ergebnisse zu überprüfen.

4.1.3 Mittelung der Belastung über die Fläche

Die Darstellung der Lärm- und Luftschadstoffbelastung erfolgt standardmäßig in Form von Isophonen-Bändern oder Rasterkarten. Die Isophone stellen das Auftreten gleicher Schallpegelintervalle räumlich dar, die Raster die jeweilige Immissionsbelastung durch Luftschadstoffe. Intuitiv bietet sich somit an, jeweils die belastete Fläche zu betrachten. Die Darstellung erfolgt bei Lärm mindestens mit einem Raster von 50 mal 50 Metern,⁷ in Berlin sogar im Raster von 10 mal 10 Metern.⁸ Für Luftschadstoffe ist ein 500 mal 500 Meter-Raster üblich.⁹

Somit kann, aggregiert über die Gesamtfläche der sozialräumlichen Bezugseinheit, eine durchschnittliche flächenbezogene Belastung gemittelt werden. Bei Luftschadstoffen ist dies vergleichsweise leicht möglich und wurde auch für Berlin durchgeführt.¹⁰

Bei Lärm muss dabei auf energieäquivalente Berechnung innerhalb der betrachteten sozialräumlichen Bezugseinheit geachtet werden. Bei ungleichmäßiger Lärmbelastung würde es dabei allerdings zu Fehleinschätzungen kommen.¹¹ Ferner werden hierbei Freiflächen wie Brachen, Gewerbeflächen oder Grünflächen gleichwertig bewertet wie sensible Aufenthaltsbereiche, sodass dieser flächenbasierte Ansatz bei Lärm als ungeeignet eingestuft werden kann.

Eine Differenzierung beim Thema Lärm beschreiten Lakes u. Brückner (2011)¹² mit der isolierten Betrachtung der Grundfläche von Wohngebäuden. Der ermittelte Lärminde-
x soll als Indikator für die Lärmbelastung der Bevölkerung an ihrem Wohnort fungieren. Die

⁷Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2006, S. 4

⁸Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz, 2008a, S. 8

⁹Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, 2011, S. 23

¹⁰Franck u. a., 2014, S. 584

¹¹Hecht, 2012, S. 12

¹²Lakes u. Brückner, 2011, S. 26

Aussagekraft der Grundfläche ist jedoch sehr beschränkt, da keine Differenzierung nach Gebäudehöhe vorgenommen wird. Von einer weiteren Verwendung dieses Ansatzes wird abgesehen.

Ergänzt werden könnte der grundflächenbasierte Ansatz durch die Berücksichtigung der Anzahl der Geschosse, sodass höhere Gebäude mit mehr Bewohnern angemessen berücksichtigt werden. Im Falle von Mischnutzungen von Gewerbe und Wohnen können vereinfachende Annahmen zum Nutzungsverhältnis vorgenommen werden. Als Indikator in Zusammenhang mit Umweltgerechtigkeit sind die Ergebnisse ungeeignet, da die Wohnfläche mit sozialen Parametern zusammenhängt. Beispielsweise steigt die Wohnfläche je Wohneinheit bei Familien in Berlin (2006) von 70 m² auf 136 m² mit steigendem Familiennettoeinkommen (unter 900 Euro versus über 4.500 Euro monatlich) an.¹³

Insgesamt erscheint die Kombination der Umweltwirkung Verkehrslärm und der Wohnflächen in jedweder Form für Analysen im Bereich Umweltgerechtigkeit als nicht zielführend, da die Belastung von Fläche nicht zwingend zur Belastung von Menschen führt. Der Ansatz wird nicht weiter verfolgt.

4.1.4 Aufenthaltsorte außerhalb der Wohnstandorte

Aufenthaltsbereiche außerhalb von Wohngebäuden spielen je nach Tätigkeitsstruktur eine wesentliche Rolle im Tagesablauf der Menschen.¹⁴ Arbeitnehmer halten sich viele Stunden am Arbeitsplatz auf, wo sie teils von Emissionen des Arbeitsplatzes betroffen sind, teils aber auch verkehrlich bedingten Belastungen ausgesetzt sind. Kinder und Jugendliche können in Betreuungs- und Ausbildungseinrichtungen in ihrer Entwicklung und beim Lernerfolg durch Luftschadstoffe und Lärm beeinträchtigt werden.¹⁵ Im Rahmen der Freizeit halten sich viele Menschen in öffentlichen Grünanlagen, Kleingärten, auf Spielplätzen oder Friedhöfen auf. Hier kann die Erholungswirkung durch Luftschadstoff- und Lärmimmissionen gemindert werden. Krankenhäuser und Pflegeeinrichtungen gehören ebenfalls zu den besonders sensiblen Flächennutzungen.¹⁶

Bei der Fortbewegung zwischen den Aufenthaltsorten sind alle mobilen Personen im öffentlichen Straßen- und Verkehrsraum aufgrund der Nähe zu den Emissionsquellen hohen Belastungen ausgesetzt. Eine wichtige Einflussgröße ist dabei die Verkehrsmittelart. So sind beispielsweise Fahrradfahrer etwas geringeren Luftschadstoffkonzentrationen ausgesetzt als Autofahrer.¹⁷ Insgesamt sind Autofahrer je nach Schadstoff einem Vielfachen

¹³Amt für Statistik Berlin-Brandenburg, 2010, S. 23

¹⁴Gaffron, 2012, S. 11

¹⁵Xie u. a., 2011, S. 551; Shield u. Dockrell, 2008, S. 141-143

¹⁶European Commission, 2002b, § 2 Absatz 1

¹⁷de Hartog u. a., 2010, S. 1110

der Konzentrationen von Anwohnern an Straßen ausgesetzt.¹⁸ Auch Kinder sind aufgrund der geringeren Körpergröße und damit der Bodennähe höheren Belastungen ausgesetzt, wobei sie zusätzlich empfindlicher als Erwachsene auf Exposition reagieren.¹⁹

Bei der Verschneidung mit sozio-ökonomischen Daten auf Basis der sozialräumlichen Bezugseinheiten ist bei den oben beschriebenen Ansätzen keine eindeutige Zuordnung möglich. Schulen, Grünanlagen und speziell der öffentliche Straßenraum werden nicht nur durch Bewohner der betrachteten Bezugseinheit genutzt, sondern beispielsweise auch von Bewohnern benachbarter und fußläufig erreichbarer Bezugseinheiten. Somit sollte bei Untersuchungen dieser Art ein abstandsbasierter Ansatz wie bei Kleinschmidt u. a. (2011)²⁰ verwendet werden. Teilweise liegen für die Sondernutzungen vergleichbare Daten aus anderen Quellen vor (z. B. Schulen), für einige Flächen müssten jedoch eigene Erhebungen durchgeführt werden.

Der Bedarf an einer detaillierten Untersuchung von Einzelaspekten und schützenswerten gesellschaftlichen Gruppen ist offensichtlich, da einige sozio-ökonomische Gruppen teilweise über lange Zeiträume Belastungen ausgesetzt sind. Die genannten Beispiele, die nur einen kleinen Ausschnitt der Besonderheiten darstellen, verdeutlichen allerdings die Komplexität der notwendigen Abgrenzungen. Für jede einzelne Personengruppe und alle Arten von Aufenthaltsbereichen wären völlig andere Studiendesigns notwendig (z. B. Berücksichtigung kumulativer Belastungen, Dosimeter). Dies liegt außerhalb der Zielstellung dieser Arbeit. Obwohl klarer Bedarf für zukünftige Untersuchungen besteht, liegt der Schwerpunkt der hier vorliegenden Analyse auf den Einwohnern im gesamten Stadtgebiet. Deshalb werden nur die Belastungen am Wohnort in die Analyse einbezogen.

4.1.5 Gewählter Analyseansatz und -abgrenzung

Als Untersuchungsraum wird das Land Berlin ausgewählt. Als die nach Einwohnern und Fläche größte Stadt in Deutschland stellt Berlin eine große Analyseeinheit dar. Aufgrund der teilungsbedingten Unterschiede in der Entwicklung der Stadtstruktur ergibt sich eine hohe Heterogenität, die Analysen mit vielfältigen Zielrichtungen ermöglicht. Rein praktisch kommt hinzu, dass die Stadt über eine räumlich hochaufgelöste sozio-ökonomische Statistik verfügt, die nach Kenntnis des Autors in dieser Form in Deutschland einmalig ist. Mit den Forschungsprojekten zum Thema Umweltgerechtigkeit hat die Senatsverwaltung darüber hinaus das eigene Interesse am Thema unterstrichen.²¹

Betrachtet wird die räumliche und soziale Verteilung von Verkehrslärm und Luftschad-

¹⁸World Health Organisation, 2005, S. 101-106

¹⁹Organisation for Economic Cooperation and Development, 2006, S. 42

²⁰Kleinschmidt u. a., 2011, S. 36

²¹Klimeczek, 2014

stoffen (NO_2 und $\text{PM}_{2,5}$). Im Fokus stehen jeweils Einwohner an ihren gemeldeten Wohnstandorten in Berlin. Je nach Umwelteffekt wird als kleinste räumliche Auflösung das Gebäude bzw. der Straßenabschnitt gewählt. Noch kleinere Auflösungen, z. B. die Gebäudeseite oder das Stockwerk, sind ohne eigene Umweltmodellierung nicht möglich. Um die aktuellen Modellierungsstandards anzuwenden und die Übertragbarkeit der Ansätze auf andere Untersuchungsgebiete zu gewährleisten, erfolgt die Analyse nahezu vollständig auf Basis der Daten von SenStadtUm, die an deutsche bzw. europäische Standards angelehnt sind.

Zentrales Element der Analyse ist die Zusammenführung der Lärm- und Luftschadstoffdaten mit sozio-ökonomischen Variablen der Bevölkerungszusammensetzung. Die Bevölkerungsdaten liegen als kleinste Auflösung auf Straßenabschnittsebene vor. Mit Vorliegen der Umweltbelastung, der Anzahl der belasteten Menschen und den Kostensätzen der externen Kosten aus Kapitel 3 können die externen Kosten auf kleinräumiger Ebene berechnet werden. Das gesamte Vorgehen ist in Abbildung 4.1 skizziert.

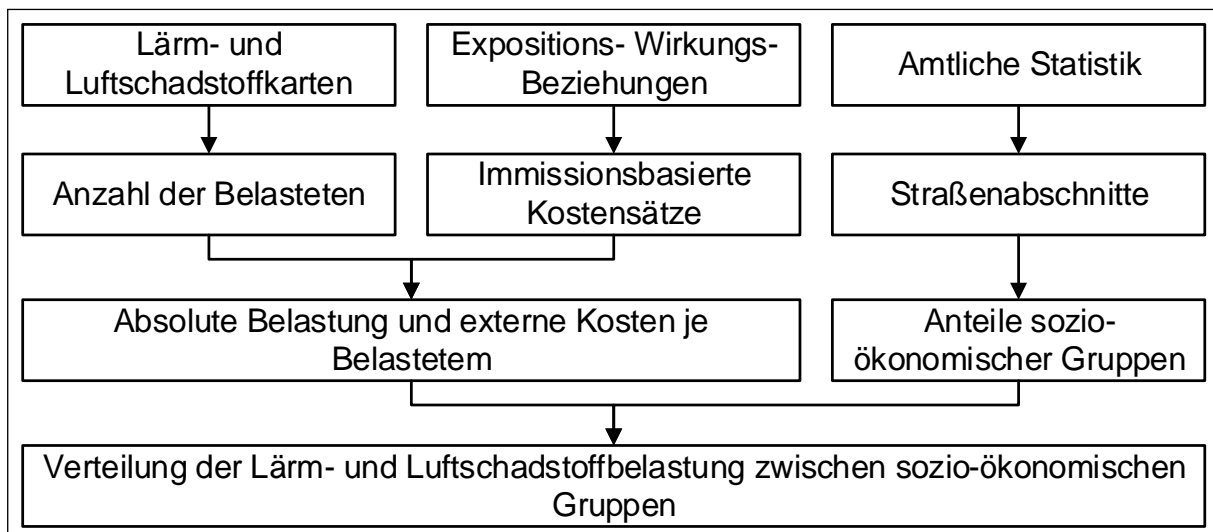


Abbildung 4.1: Darstellung des Analyseansatzes²²

Unberücksichtigt bleibt die Komponente Zeit. Weder die Aufenthaltsdauer am Wohnstandort noch variable Expositionen bei Aktivitäten im Tagesverlauf werden aufgrund fehlender Daten mit berücksichtigt. Stattdessen gilt vereinfacht die Annahme, dass alle Einwohner sich den gesamten Tag über am Wohnstandort aufhalten.

Betrachtet werden die Anzahl der belasteten Personen und die externen Kosten. Die Ergebnisse werden je nach Zielstellung und Eignung absolut, als Anteil an einer Grundgesamtheit oder differenziert nach Belastungsniveau dargestellt.

²²Eigene Darstellung

4.2 Datengrundlage und Aufbereitung der Daten für die Analysen

Für die Analyse werden bis auf wenige Ausnahmen Sekundärdaten verwendet. Im Fall der Umweltdaten zur Luftschadstoff- und Lärmbelastung sind dies im Auftrag von Ämtern erstellte Modelle, die gesetzlichen Standards entsprechen. Die sozio-ökonomischen Daten basieren vollständig auf der amtlichen Statistik.²³ Einen Überblick über die verwendeten Daten, die Quellen und die Bezugsjahre stellt Anhang A.13 dar.

Für die Interpretation der Ergebnisse sind sowohl der Entstehungsprozess der Daten als auch die damit verbundenen Einschränkungen von entscheidender Bedeutung. Beides wird in den folgenden Abschnitten für Verkehrslärm, Luftschadstoffe und sozio-ökonomische Daten vorgestellt. Eng damit verknüpft sind die Aufbereitungsschritte der Daten, die ebenfalls erläutert werden. Das Ziel ist es, eine Beziehung zwischen den Belastungsdaten und den sozio-ökonomischen Daten herzustellen.

4.2.1 Sozio-ökonomische Struktur der Bevölkerung

Üblicherweise beinhalten die Belastungsdaten von Lärm und Luftschadstoffen keinerlei sozio-ökonomische Komponenten. Voraussetzung jeder Analyse zum Thema Umweltgerechtigkeit sind Daten zum sozio-ökonomischen Status, um die Lebenssituation der Menschen zu beschreiben. Ideal sind gebäudefeine oder sogar wohnungsfeine Einstufungen mit möglichst vielen sozio-ökonomischen Merkmalen, sodass eine direkte Zuordnung zum Belastungsniveau durch Luftschadstoffe und Lärm möglich ist. Typische Merkmale zur Beschreibung der sozio-ökonomischen Struktur sind Bildungsniveau, Einkommen, die berufliche Stellung oder der ethnische Hintergrund.

In der Praxis liegen derart differenzierte Daten häufig nur für große Grundgesamtheiten wie einer Kommune oder einem Bundesland vor. Datengrundlage sind meistens Befragungen von repräsentativen Stichproben. Ein Beispiel ist der amtliche Mikrozensus. Die Stichprobengröße von etwa 18.000 Haushalten in Berlin ermöglicht gerade noch Auswertungen auf der Ebene der Bezirke.²⁴ Auf kleinere räumliche Bezugsgrößen lassen sich die Ergebnisse aus Gründen der geringen Stichprobengröße nicht disaggregieren.

Die Statistik unterliegt bei der sozialräumlichen Stadtgliederung, gerade bei den besonders kleinräumigen Daten, erheblichen Restriktionen. Zum einen werden nicht alle möglichen Merkmale mit einer klaren Georeferenzierung statistisch erfasst (z. B. Steuerdaten). Hierfür wäre eine umfangreiche Dateninfrastruktur notwendig, die selbst in größeren Kom-

²³Daten des Amtes für Statistik Berlin-Brandenburg

²⁴Amt für Statistik Berlin-Brandenburg, 2014a, S. 2

munen eine freiwillige Leistung darstellt. Wichtiger ist jedoch, dass es in Deutschland für die Kommunen keine Standards zur Einteilung der Stadtgebiete in räumlich-statistische Bezugseinheiten gibt (Abbildung 4.2). Selbst wenn Städte eine ähnliche Systematik zu Grunde legen, können die erfassten Merkmale und Variablen immer noch deutlich voneinander abweichen.²⁵ Für 50 Städte in Deutschland gibt es zwar einen vom Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung (BBSR) koordinierten Datenpool. Dessen kleinste Raumeinheit umfasst aber im Durchschnitt etwa 8.000 Einwohner.²⁶

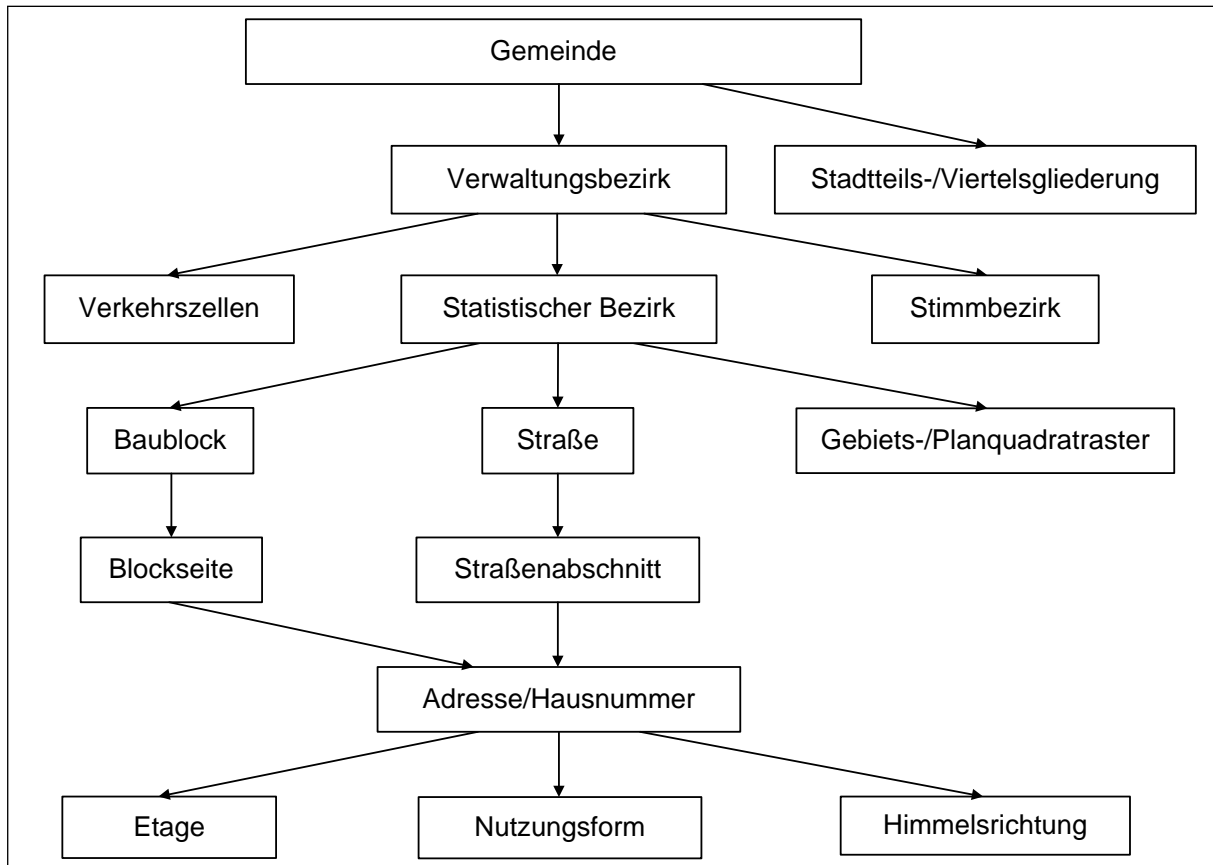


Abbildung 4.2: Mögliche kommunale Gliederungsebenen der sozialräumlichen Bezugseinheiten²⁷

Bei noch kleineren Raumeinheiten kommt die Frage hinzu, welche Daten wie veröffentlicht werden dürfen. Eine De-Anonymisierung von Einzelangaben muss bei öffentlich zur Verfügung gestellten Daten ausgeschlossen sein, für Forschungszwecke ist eine faktische Anonymität²⁸ zu gewährleisten.²⁹ Mit Einzeldaten kann allein in Forschungsdatenzentren an abgeschirmten Arbeitsplätzen gearbeitet werden.³⁰ Nur außerhalb des Bereiches der

²⁵Heineberg u. a., 2014, S. 159-160

²⁶Gutfleisch u. Sturm, 2013, S. 158-159

²⁷Eigene Darstellung in Anlehnung an Heineberg u. a., 2014, S. 160

²⁸Einzelangaben können nur mit einem unverhältnismäßig großen Aufwand an Zeit, Kosten und Arbeitskraft zugeordnet werden.

²⁹Bundesministerium der Justiz, 2013a, § 16, Abs. 6

³⁰Rothe, 2013, S. 279-280

amtlichen Statistik gibt es im Rahmen der Wirtschaftsauskunfteien und des Geomarketings Raumeinheiten mit 5 Haushalten.³¹

Das Land Berlin hebt sich bei kleinräumig verfügbaren Daten in der amtlichen Statistik positiv hervor. Auch hier ist allerdings die Anzahl der verfügbaren Merkmale begrenzt. Es gibt zwei Raumbezüge, für die jeweils ausgewählte Daten aufbereitet werden: Lebensweltlich Orientierte Räume (LOR) und das Regionale Bezugssystem. Beide kleinräumigen Gliederungen sind nach analytischen Gesichtspunkten gebildet worden und dienen der Verwaltung der Statistik, Planung und allgemeinen Verwaltungsarbeit. Ausgangsbasis ist jeweils die Adresse bestehend aus Straße und Hausnummer und eine darauf aufbauende Gliederung des Gemeindegebietes.³²

4.2.1.1 Lebensweltlich orientierte Räume (LOR)

Im System der LOR gibt es drei Ebenen, von denen die Planungsräume (PLR) die feinste Raumeinheit bilden. Das Stadtgebiet ist in 447 PLR untergliedert, die mit Statistischen Gebieten in anderen Kommunen vergleichbar sind. Das System wurde 2006 dauerhaft eingeführt und bei der Abgrenzung wurden die folgenden Kriterien berücksichtigt:

- Homogenitätsprinzip (ähnliche Bau-, Sozial- und Milieustruktur),
- Barriereorientierung (Verkehrs- und Bahntrassen, Wasserwege als Raumgrenzen),
- Vorgabe von Einwohnerunter- und -obergrenzen und
- Kompatibilität mit Block- und Bezirksgrenzen.³³

Die mittlere Einwohnerzahl (2012) der PLR beträgt 7.760 Einwohner, die mittlere Fläche beträgt 2 km² (Tabelle 4.1). Einzelne PLR beinhalten im Wesentlichen Forst-, Brach-, Wasser- oder Gewerbegebiete, die von der weiteren Analyse häufig ausgeschlossen werden.³⁴ Folgende Daten können auf der Ebene der PLR bereitgestellt werden:

- *Anzahl der melderechtlich registrierten Einwohner mit und ohne Migrationshintergrund nach Herkunftsländern 2012:*³⁵ Es wird unterschieden nach 240 Herkunftsstaaten bzw. ehemaligen Staaten. Personen mit Migrationshintergrund sind alle Ausländer oder Deutsche mit Geburtsland außerhalb Deutschlands, einem Einbürgerungskennzeichen oder bei Kindern einem Migrationshintergrund der Eltern.

³¹Hoffmeyer-Zlotnik, 2013, S. 309

³²Börmann, 2012, S. 79

³³Börmann, 2012, S. 80

³⁴Börmann, 2012, S. 80-81

³⁵Datenbezug über das Statistische Informationssystem Berlin-Brandenburg

- *Monitoring Soziale Stadtentwicklung 2010*.³⁶ Dieses kontinuierliche Stadtbeobachtungssystem stellt die kleinräumige sozialstrukturelle und sozialräumliche Entwicklung auf der Ebene der PLR in Berlin dar. Es ist ein indikatorgestütztes System, mit dem die soziale Lage und der Wandel von Gebieten im Laufe der Zeit beschrieben werden können. In den verwendeten Status-Index fließen jeweils Anteile zur (Jugend-) Arbeitslosigkeit, Langzeitarbeitslosigkeit, Bezug von Existenzsicherungsleistungen sowie Kindern mit Migrationshintergrund ein. Für die 434 einbezogenen PLR werden die sechs Einzelindikatoren zum Status-Index kombiniert und nach Wert sortiert. Die ermittelte Rangfolge dient der Zuordnung der PLR zu Gruppen von jeweils zehn Prozent (Dezile). Die beiden Dezile mit den besten Werten (20 % aller PLR) erhalten den Status „hoch“, den beiden Dezilen mit den niedrigsten Werten wird der Status „niedrig“ bzw. „sehr niedrig“ zugewiesen. Die sechs Dezile (60 %) dazwischen werden dem Status „mittel“ zugeordnet.³⁷

Tabelle 4.1: Sozialräumliche Bezugseinheiten in Berlin

Raumeinheit	Einheit	Durchschnitt	Minimum	Maximum
Planungsräume	Fläche (km ²)	2,0	0,14	23,7
	Einwohner (2012)	7.760	12	32.896
Straßenabschnitte	Länge (m)	162	6	2.622
	Einwohner (2012)	117	0	4.819

4.2.1.2 Straßenabschnitte im Regionalen Bezugssystem

Das Regionale Bezugssystem ist ein komplexes Verzeichnis aller Berliner Adressen und der damit verbundenen Straßen. Durch den Adress- und Koordinatenbezug ist es Ausgangsbasis für unterschiedliche Raumelemente wie Block, PLR, Wahlbezirk, Verkehrszelle, Quartiersmanagementgebiet oder Sanierungsgebiet. Mit der Einwohnerregisterstatistik lassen sich so Daten für unterschiedliche Gliederungsebenen und Teilräume abbilden. Neben den statistischen Blöcken, die als Fläche mit umgebenden Straßen definiert sind, bilden die Straßenabschnitte die kleinste räumliche Einheit. Straßenabschnitte bestehen aus einer Straßenmittellachse und werden durch zwei Straßenknotenpunkte begrenzt.³⁸ Folgende Daten liegen für die 29.655 bewohnten Straßenabschnitte vor:³⁹

³⁶Datenbezug über SenStadtUm

³⁷Häußermann u. a., 2012, S. 1, 2, 9

³⁸Bömermann, 2012, S. 81-83

³⁹Die Daten wurden vom Amt für Statistik Berlin-Brandenburg gemäß der Überlassungsverträge vom 09.02.2011 und 03.07.2013 freundlicherweise für Forschungszwecke zur Verfügung gestellt.

- *Anzahl der melderechtlich registrierten Einwohner mit und ohne Migrationshintergrund nach 3 Altersgruppen im Jahr 2012:* Die Einwohnerzahlen basieren auf der Hauptwohnung im Melderegister. Die Altersgruppen unter 18 Jahre, 18 - 65 Jahre und 65 Jahre und älter sind jeweils für Einwohner insgesamt und Einwohner mit Migrationshintergrund ausgewiesen. Der Anteil der Menschen mit Migrationshintergrund an allen registrierten Einwohnern wird als „Migrationsquote“ bezeichnet.
- *Anteil der Einwohner mit Bezug von Leistungen der Grundsicherung für Arbeitsuchende (SGB-II) 2012:* Dieser beschreibt Personen in Bedarfsgemeinschaften bezogen auf Einwohner unter 65 Jahren, die Arbeitslosengeld II oder umgangssprachlich „Hartz IV“ erhalten. Die Anteile sind gruppiert in 10 %-Intervallen und werden als „SGB-II-Quote“ bezeichnet.
- *Anzahl der angemeldeten Kraftfahrzeuge 2012:* Die Daten sind differenziert nach Kfz insgesamt und Pkw. Der Quotient aus Pkw und Einwohnern wird als „Pkw-Dichte“ bezeichnet.

Für die Analyse der sozialräumlichen Verteilung werden die Daten auf Straßenabschnittsebene verwendet. Für einige Fragestellungen werden darüber hinaus die Daten auf der PLR-Ebene hinzugezogen. Mit der Straßenabschnittsebene liegen somit hochaufgelöste Daten mit teilweise geringen Häufigkeiten vor.

4.2.1.3 Datenschutzaspekte und Genauigkeit

Das allgemeine Persönlichkeitsrecht gewährleistet nach der Rechtsprechung des Bundesverfassungsgerichts auch die Befugnis des Einzelnen, grundsätzlich selbst über die Preisgabe und Verwendung seiner persönlichen Daten zu bestimmen. Dieses sogenannte „Recht auf informationelle Selbstbestimmung“ hat große Bedeutung für die Forschung. Allerdings gilt dies primär für Daten, die Rückschlüsse auf Einzelpersonen ermöglichen. Die verwendeten Daten sind nach dem Statistikgesetz⁴⁰ für Forschungszwecke zur Verfügung gestellt worden und sind vollständig anonymisiert. Während der gesamten Datenaufbereitungs- und Analysephase ist es zu keinem Zeitpunkt möglich, Merkmalsträger mit einer De-anonymisierung zu identifizieren. Da sozio-ökonomische Daten auf derart kleinräumiger Ebene trotzdem eine gewisse Sensibilität besitzen, erfolgt die Ergebnisausgabe bewusst nur in aggregierter Form. Auf Aussagen wie „Im Straßenabschnitt 3 der Hauptstraße beziehen 50 % der Einwohner Leistungen nach SGB II“ wird vollständig verzichtet. Für derartige Aussagen gibt es auch keine fachliche Notwendigkeit.

Gerade bei der kleinsten räumlichen Einheit Straßenabschnitt, aber auch bei den Personen mit Migrationshintergrund nach Herkunftsländern auf der PLR-Ebene, können ge-

⁴⁰Amt für Statistik Berlin-Brandenburg, 2006, § 1

ringe Häufigkeiten auftreten. Bei kleinen Fallzahlen mit weniger als drei Personen gilt der Grundsatz, dass sie vor der Datenlieferung „geSAFEd“ wurden. Damit wird die Anonymisierung gewährleistet. Praktisch wurden dabei aus Einzel- oder Zweierfällen entweder mindestens Dreier-Fälle erzeugt oder es erfolgt die Ausweisung einer Null. Die Summen bleiben bei diesem Verfahren korrekt und die Verteilungen werden nur unwesentlich geändert.

Der 2011 durchgeführte Zensus hat in ganz Deutschland Abweichungen zu den bis dahin angenommenen Einwohnerzahlen ergeben. Im Land Berlin ist der Unterschied mit -5,2 % am höchsten. Der Unterschied zwischen Zensus und Einwohnerregister liegt bei Deutschen bei -0,6 %, bei Ausländern bei -20,1 %. Diese Übererfassung im Register ist auf das Meldeverhalten zurückzuführen. Bei Fortzügen in das Ausland unterbleibt häufig die Abmeldung. Diese Fehler können mit den jetzigen Verfahren nicht korrigiert werden.⁴¹ Es wird jedoch angenommen, dass die Abweichungen bei der Migrationsquote verhältnismäßig homogen verteilt sind und die Daten ohne Einschränkungen verwendet werden können.

4.2.1.4 Berücksichtigung der Herkunftsländer bei Menschen mit Migrationshintergrund

Der Begriff Migrationshintergrund ist relativ breit gefasst und besitzt aus sozio-ökonomischer Sicht nur eine begrenzte Aussagekraft. Menschen mit Migrationshintergrund können aus Industrie- und Entwicklungsländern kommen; sie können hochqualifizierte Wissenschaftler oder Hilfskräfte im Baugewerbe oder der Gastronomie sein. Zur Kontrolle möglicher Einflüsse des Entwicklungsstandes in den Herkunftsländern wird der Human Development Index (HDI) der Vereinten Nationen verwendet. Anstelle einer reinen Fokussierung auf das begrenzt aussagekräftige BIP werden dabei die Indikatoren Lebenserwartung, Schulbesuchsdauer und dem Bruttonationaleinkommen zur Abbildung des Lebensstandards verwendet. Der Wertebereich ist auf 0 bis 1 normiert. Im Bericht 2013 ist Norwegen mit 0,955 das Land mit der höchsten „menschlichen Entwicklung“, während Niger mit 0,304 die niedrigste „menschliche Entwicklung“ der 186 bewerteten Länder aufweist (Sonderfälle: Anhang A.15).⁴²

Zur Berücksichtigung des Entwicklungsstandes der jeweiligen Länder wird in dieser Arbeit für jeden PLR ein HDI-Faktor errechnet. In Formel 4.1 ist die Berechnung dargestellt.

$$\text{HDI-Faktor} = \frac{\sum_{i=1}^n (1 - HDI_i) \cdot Einwohner_i}{\sum Einwohner_i} \quad (4.1)$$

⁴¹Paffhausen, 2013

⁴²United Nations Development Programme, 2013; Begriff „menschliche Entwicklung“ übersetzt

mit

HDI_i = Wert Human Development Index im Land i (Werte aus 2012 verwendet)

$Einwohner_i$ = Anzahl der Einwohner aus Herkunftsland i auf der PLR-Ebene (Migrationsquote)

Der so errechnete HDI-Faktor wird mit der Migrationsquote der Straßenabschnitte multipliziert. Bei einem hohen Anteil von Migranten aus Herkunftsländern mit „niedriger menschlicher Entwicklung“ gibt es geringe Veränderungen bei der HDI-gewichteten Migrationsquote. Bei vielen Migranten aus Herkunftsländern mit „hoher menschlicher Entwicklung“ ist der HDI-Faktor niedrig und der Wert der HDI-gewichteten Migrationsquote sinkt. Eine Person aus Norwegen wird somit etwas besser als eine Person ohne Migrationshintergrund gewertet, während eine Person aus Niger nahezu unverändert in die Bewertung einfließt.

Mit dem Verfahren wird erreicht, dass für jeden PLR die Bedeutung der Herkunftsländer ermittelt wird und entsprechend der „menschlichen Entwicklung“ bewertet wird. Die auf der PLR-Ebene ermittelte Herkunft wird anschließend auf die Migrationsquote bei allen im PLR enthaltenen Straßenabschnitte bezogen. Die Analyseebene sind somit die Straßenabschnitte.

4.2.1.5 Aussagekraft der verfügbaren sozio-ökonomischen Daten

Übergeordnetes Ziel der Analysen ist vor allem, die möglichen Zusammenhänge zwischen dem verfügbaren Einkommen eines Haushalts und den externen Umwelteffekten am Wohnort abzubilden. Zudem soll der Zusammenhang zwischen ethnischer Herkunft und den Belastungen durch verkehrsbedingte Umwelteffekte ermittelt werden. Hier stellt sich die Frage, ob bestimmte ethnische Gruppen systematisch höheren externen Kosten ausgesetzt sind als andere. Die für diese Fragestellung benötigten sozio-ökonomischen Variablen Nettoäquivalenzeinkommen und ethnische Herkunft liegen für Berlin nicht in der benötigten räumlichen Auflösung vor. Stattdessen werden die in Kapitel 4.2.1.1 und 4.2.1.2 vorgestellten Variablen SGB-II- und Migrationsquote als Indikatoren verwendet. Es stellt sich die Frage, ob die Quoten das verfügbare Einkommen bzw. die ethnische Herkunft hinreichend genau abbilden.

Bei dem verfügbaren Einkommen wird beispielsweise im Armuts- und Reichtumsbericht der Bundesregierung argumentiert, dass das Armutsrisiko,⁴³ d. h. das soziokulturelle Existenzminimum, am besten anhand der Einkommens- und Verbrauchsstichprobe bzw.

⁴³definiert als Anteil der Personen an der Gesamtbevölkerung, deren bedarfsgewichtetes Nettoäquivalenzeinkommen weniger als 60 Prozent des „Medianeinkommensbetrags“ beträgt.

des Mikrozensus ermittelt werden kann. In der nationalen Auswertung werden SGB-II-Bezieher zum Vermeiden von Doppelzählungen bewusst ausgeschlossen,⁴⁴ da durch die Hilfen Armut vermieden werden soll. Wohlfahrtsverbände betonen jedoch, dass die SGB-II-Sätze unterhalb der Armutsrisikogrenze liegen.⁴⁵ Folglich wäre es sinnvoll, beide einkommensschwache Gruppen, SGB-II-Bezieher und Personen mit Armutsrisiko, summiert zu betrachten.

Auf regionaler Ebene liegen keine Einkommensstatistiken in der notwendigen Auflösung vor. Daher wird im interregionalen Vergleich allgemein Armutsrisiko mit SGB-II-Bezug gleichgesetzt.⁴⁶ Dieser Indikator gilt als grob, stellt aber die beste verfügbare Annäherung dar.⁴⁷

Das Feld der ethnischen Herkunft wird durch Daten zum Migrationshintergrund bereits deutlich besser abgedeckt als durch die Statistik zur Staatsbürgerschaft. Dies lässt sich allein schon an der Verdopplung der Personenanzahl bei der Gruppe Migrationshintergrund im Vergleich zu Ausländern erkennen. Trotzdem sind die Personen mit Migrationshintergrund keine homogene sozio-ökonomische Gruppe. Da es sich um Registerdaten handelt, gibt es außerdem die gegenläufigen statistischen Fehler der Untererfassung durch unterbliebene Wohnsitzanmeldung und Übererfassung durch vergessene Abmeldungen bei Wegzug ins Ausland.

Zusätzlich zur reinen ethnischen Herkunft liegt beim Migrationshintergrund eine soziale Dimension vor. Im Berliner Durchschnitt weisen Menschen mit Migrationshintergrund im Vergleich zu Menschen ohne Migrationshintergrund bei diversen sozialen Variablen Kennzeichen eines niedrigeren Sozialstatus auf. Sie haben in Berlin niedrigere Bildungsabschlüsse, Erwerbstätigkeit trägt bei ihnen weniger zum Lebensunterhalt bei, ein höherer Anteil lebt von SGB-II-Leistungen, die Armutsgefährdungsquote ist höher⁴⁸ und die durchschnittlichen Einkommen der Haushalte sind niedriger.⁴⁹

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die beiden Variablen Migrationshintergrund und SGB-II gut geeignet sind, die beiden Zielgrößen ethnischer Hintergrund und Nettoäquivalenzeinkommen anzunähern. Gerade die Variable Migrationshintergrund enthält dabei auch eine gewisse soziale Komponente. Beide Variablen finden auch in Studien mit ähnlicher Zielrichtung breite Anwendung.⁵⁰

⁴⁴Bundesministerium für Arbeit und Soziales, 2013, S. 118-119

⁴⁵Der Paritätische Gesamtverband, 2013, S. 2, Hanesch, 2011, S. 11

⁴⁶Friedrichs u. Triemer, 2009, S. 21-23, Neu u. a., 2011, S. 226-229, Holz, 2011, S. 300

⁴⁷Hanesch, 2011, S. 11

⁴⁸Nauenburg, 2010, S. 28-30 (Mikrozensus)

⁴⁹Nauenburg, 2010, S. 29; Brenke, 2008, S. 501 (Mikrozensus)

⁵⁰Friedrichs, 2014, S. 51

4.2.2 Verkehrslärm

Verkehrslärm aller Quellen wird nur im Ausnahmefall gemessen. Stattdessen liegen Lärmmodelle vor, die in Bezug auf die besonders lärmbelasteten Gebiete den Vorteil einer vollständigen Datenverfügbarkeit und einer identischen Datenqualität bieten.

4.2.2.1 Strategische Lärmkarte

Die gesamte Analyse zum Themenfeld Lärm basiert primär auf der Strategischen Lärmkarte 2013 von Berlin, die von SenStadtUm erstellt worden ist. Sie ist Grundlage der nach EU-Umgebungslärmrichtlinie⁵¹ vorgesehenen Lärmaktionsplanung. Die Karte ist die Aktualisierung der 2007 erstmals erstellten Auflage, die ergänzend zur Analyse der Veränderungen im Zeitverlauf herangezogen wird.

Für die Strategische Lärmkarte wurden anhand eines digitalen, dreidimensionalen Gelände- und Gebäudemodells und von Daten zum Straßenbelag, der Anzahl und Art der Fahrzeuge sowie weiterer Parameter die Lärmpegel für fiktive Immissionspunkte an Gebäudefassaden modelltechnisch berechnet. Dies erfolgte getrennt für unterschiedliche Verkehrsnetze (Anhang A.14) und wird für Straßen-, Schienen- und Fluglärm zusammengefasst. Im Falle von Straßenlärm wurden in Berlin nur Straßen mit einem DTV > 5.000 Kfz berücksichtigt. Beim Schienenverkehr ist der Datenstand bei beiden Karten von 2007. Beim Flugverkehr bezieht sich die Karte auf den Betrieb der Flughäfen TXL und SXF. Das gesamte Berechnungsverfahren ist gestützt auf die europaweit gültige EU-Umgebungslärmrichtlinie und die entsprechende Gesetzes- und Richtlinienumsetzung in Deutschland.

Für alle Lärmquellen wurden zunächst die Lärmemissionen einer Schallquelle, z. B. eines Straßenabschnitts, modelliert. Anschließend erfolgte die Berechnung von Lärmimmissionen an den Gebäudefassaden der Umgebung, indem fiktive Immissionspunkte gleichmäßig auf der Fassadenaußenseite verteilt wurden (Abbildung 3.7). Diese fiktiven Immissionspunkte sind in 4 m Höhe über dem Boden an allen Fassaden angeordnet und ihre Anzahl variiert in Abhängigkeit von der Gebäudegröße. Die Strategische Lärmkarte 2013 in Berlin enthält insgesamt 4.055.830 (2007: 3.910.391) Immissionspunkte, die auf 289.154 (2007: 276.241) Gebäude verteilt sind. Jedem georeferenzierten Immissionspunkt der Strategischen Lärmkarte wurden im Modellierungsprozess unterschiedliche Attribute zugewiesen, darunter separate Lärmpegel für alle Verkehrsträger und ein energetisch addierter Gesamtlärmpegel sowie eine Gebäudekennung und die Anzahl der Bewohner je Immissionspunkt.⁵²

⁵¹European Commission, 2002b

⁵²Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, 2012a

Die Anzahl der Gebäudebewohner wurde dabei anhand der Einwohnerstatistik auf der Ebene von Blöcken ermittelt. Die Einwohner der statistischen Blöcke sind anhand der Wohnfläche gleichmäßig auf die Gebäude verteilt. Innerhalb der Gebäude sind die Einwohner gleichmäßig auf alle Immissionspunkte verteilt. Es handelt sich somit um anonymisierte Durchschnittszahlen, die bei inhomogenen Stadtstrukturen zu Ungenauigkeiten führen können. Innerhalb der Gebäude liegt außerdem die Annahme zu Grunde, dass sich die Etagen- und Raumnutzung gleichmäßig den Gebäudefassaden zuordnen lässt.

Entsprechend der gesetzlichen Vorgaben wurden von SenStadtUm für alle Verkehrsträger die Lärmpegel getrennt für Tag, Abend und Nacht (Kapitel 3.1.3.1) ermittelt. Für die weitere Auswertung der sozialräumlichen Verteilung wird jedoch nur der Lärmpegel L_{DEN} verwendet (Kapitel 3.1.3.2). Die teilweise nach Art der Lärmquelle feiner differenzierten Lärmpegel (z. B. Hauptverkehrsstraßen und Bundesfernstraßen) werden anhand der Maximalpegel zu den Hauptquellen Straßen-, Schienen- und Fluglärm zusammengefasst (Anhang A.14). Darüber hinaus wurde von SenStadtUm ein Gesamtlärmpegel berechnet, bei dem alle einzelnen verkehrsbedingten Geräuschpegel ohne weitere Belästigungsfaktoren energetisch addiert wurden.⁵³ Dieser wird als „Gesamtlärm“ bezeichnet.

Im Sinne des vorgegebenen Zwecks der Strategischen Lärmkarte, eine Entscheidungsgrundlage für die konzeptionelle Lärminderungsplanung zu sein, kann unmöglich die Realität oder ein realitätsnaher Zustand exakt abgebildet werden. Dafür wäre eine Vielzahl aufwändiger Messungen notwendig, die jedoch wegen der vielfältigen Beeinflussungen durch wechselnde Randbedingungen nicht praktikabel sind.

Trotzdem ist zu betonen, dass in den Regelwerken und Berechnungsvorschriften unberücksichtigte Einflüsse nennenswerte Auswirkungen auf die Wahrnehmung der Belasteten haben können. Dazu zählen beispielsweise Abweichungen von der zulässigen Höchstgeschwindigkeit, Beschleunigungsvorgänge an Lichtsignalanlagen, der aktuelle Fahrbahnzustand oder unberücksichtigte Reflexionen.⁵⁴ Auch passive Lärmschutzmaßnahmen wie Lärmschutzfenster können zum heutigen Zeitpunkt nicht in die Lärmmodellierung einfließen. Deutlich wird diese Diskrepanz beim Vergleich der subjektiven Belästigung in Befragungen und der modellierten Lärmpegel. Die Korrelation zwischen Modellierung und Wahrnehmung bei der Berliner Lärmkarte 1998 war zwar statistisch signifikant, allerdings auf einem niedrigen Niveau (Tag: $r = 0,28$, Nacht: $r = 0,21$).⁵⁵ Alle Aussagen der folgenden Kapitel sind jedoch nur auf Basis der in Regelwerken festgehaltenen Standards und der darauf basierenden Lärmmodelle gültig. Somit sind die Ergebnisse dieser Arbeit nur in Bezug auf die zugrunde liegenden Annahmen der Eingangsdaten der Strategischen

⁵³Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz, 2008a, S. 3

⁵⁴Eerden u. a., 2013, S. 4

⁵⁵Stock, 2011, S. 37

Lärmkarte aussagefähig. Für die Auswertungen aus Perspektive der Umweltgerechtigkeit sind folgende Einschränkungen besonders hervorzuheben:

- An vielen Immissionspunkten, beispielsweise in großer Entfernung zu Hauptverkehrsstraßen oder auf der lärmquellenabgewandten Gebäudefassade, treten laut der Strategischen Lärmkarte für die meisten Einwohner nur sehr niedrige Lärmpegel durch Verkehr auf (Abbildung 4.3). Ursache sind die großen Reichweiten des Schalls, die rechnerisch ohne Abbruchkriterium nahezu flächendeckend zu mindestens niedrigen Lärmbelastungen führen. Letztendlich sind dies jedoch nur Artefakte der Modellierung, die in der Realität nicht wahrgenommen werden können. Vielmehr werden sie durch andere Geräuschquellen überlagert. Es kann angenommen werden, dass an fast allen Berliner Gebäuden mindestens an einer Fassade Lärmpegel $L_{DEN} > 45$ dB auftreten.⁵⁶ Deshalb werden in der Strategischen Lärmkarte für die allgemeine Öffentlichkeit gemäß Umgebungslärmrichtlinie erst Lärmpegel ab dem Schwellenwert $L_{DEN} > 55$ dB angegeben.

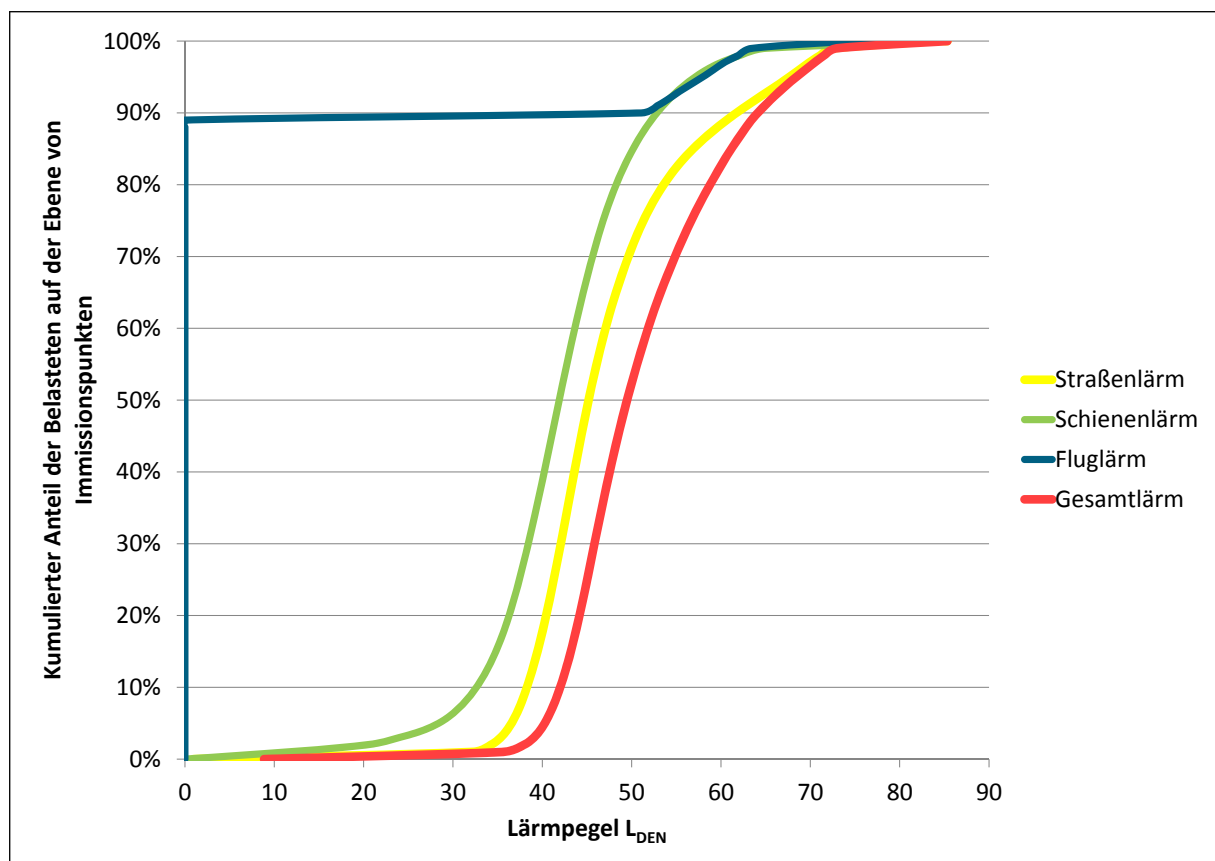


Abbildung 4.3: Kumulierte Verteilung der Bevölkerung nach Lärmpegel in der Strategischen Lärmkarte 2012 entsprechend der Eingangsdaten⁵⁷

⁵⁶Gespräch am 18.03.2013 mit Hr. Diekmann, SenStadtUm

⁵⁷Eigene Darstellung; die Verteilung bei Fluglärm weicht vom üblichen Verlauf ab, da nur ab einem Schwellenwert kartiert wurde; Erläuterung der Farbdarstellung in Anhang A.1.

- Als Lärmquelle im Straßenverkehr wird allein das Hauptverkehrsstraßennetz berücksichtigt. Der Grenzwert, ab dem eine Straße als Lärmquelle in die Strategische Lärmkarte einfließt, liegt bei einem DTV von etwa 5.000 Kfz/24h. Auch unter diesem Wert gibt es jedoch Straßen, die beispielsweise aufgrund der Fahrbahnoberfläche, des Fahrbahnzustands oder von Mehrfachreflexionen Lärmimmissionen an den umliegenden Fassaden oberhalb von 55 dB verursachen. Modellrechnungen unter Einbeziehung aller Straßen für das gesamte Land Hessen zeigen, dass der Anteil der Lärmbelasteten mit $L_{DEN} > 55$ dB um etwa Faktor 4 höher liegt als nach der Strategischen Lärmkarte (DTV > 5.000 Kfz). Für hessische Ballungsräume gilt zwar ein niedrigerer Faktor von 1,6. Trotzdem ist insgesamt von einer systematischen Unterschätzung der Belastetenanzahl auszugehen. Der Umgang mit der Problematik wird ausführlich in Kapitel 4.4.1 diskutiert.

Allgemein wird bei der Auswertung der Lärmpegel mit zwei Verfahren gearbeitet. Einerseits werden Lärmpegel unverändert aus der Strategischen Lärmkarte übernommen. Ab dem zweiten Teil von Kapitel 5.1.1.1 erfolgt die Auswertung primär auf der Ebene der Maximalpegel von Gebäuden, um die Belastungssituation im gesamten Wohnumfeld besser abzubilden.

4.2.2.2 Berechnung der externen Kosten von Verkehrslärm

Mit der Strategischen Lärmkarte von SenStadtUm liegen für alle Immissionspunkte Lärmpegel L_{DEN} und die Anzahl der Einwohner je Immissionspunkt vor. Mit Hilfe der Kostensätze in Kapitel 3.4.1.3 können durch Multiplikation der zwei Faktoren Einwohner und lärmabhängige Kostensätze die externen Kosten je Immissionspunkt berechnet werden. Für die Ermittlung der externen Kosten werden die jeweiligen Immissionspegel der Strategischen Lärmkarte ohne Anpassungen (z. B. Maximalpegel von Gebäuden) zu Grunde gelegt. Diese Berechnung erfolgt getrennt für Straßen-, Schienen- und Fluglärm sowie Gesamtlärm.

Als rechnerischer Schwellenwert gilt für Straßen-, Schienen- und Gesamtlärm 50 dB, für Fluglärm gilt 55 dB. Ergänzend werden mit den UBA-Kostensätzen für ausgewählte Auswertungen alternative externe Kosten berechnet.⁵⁸

4.2.2.3 Zuordnung von Verkehrslärm zu sozialräumlichen Bezugseinheiten

Zentrales Element der Analyse von sozialräumlicher Verteilung ist die Verknüpfung zwischen Verkehrslärm in dB bzw. externen Kosten und sozio-ökonomischen Daten. Je nach

⁵⁸siehe auch Kapitel 3.4.1.3; Schwellenwert bei UBA-Kostensätzen für Straßen-, Flug- und Gesamtlärm: 50 dB; Schienenlärm: 51,5 dB.

Gliederungsebene (Kapitel 4.2.1) der sozialräumlichen Bezugseinheiten kommen dafür unterschiedliche Ansätze zur Anwendung.

Für die Gebäude-, Straßenabschnitts- und Bezirksebene kann vollständig mit relationalen Datenbankverknüpfungen gearbeitet werden (Abbildung 4.4). Jeder Immissionspunkt besitzt einen Zuordnungsschlüssel zu einem Gebäude im Regionalen Bezugssystem. Für Auswertungen auf Gebäudebasis wird der Datensatz nur über diesen Schlüssel aggregiert. Um Verknüpfungen mit Straßenabschnitten durchzuführen, wird aus Teilen des Gebäudeschlüssels die Nummer des Straßenabschnitts gebildet.⁵⁹ In diesem Schlüssel ist wiederum die Nummer des Bezirks enthalten.

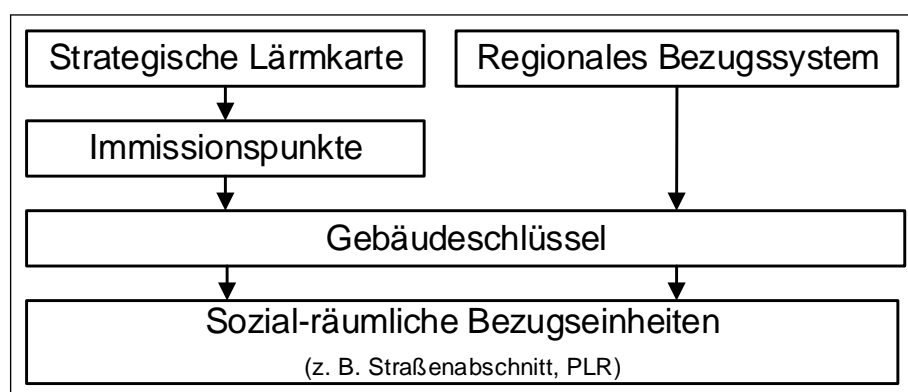


Abbildung 4.4: Ansatz zur Verknüpfung von Lärm- und sozio-ökonomischen Daten⁶⁰

Für die noch großräumigeren sozialräumlichen Bezugseinheiten PLR erfolgt ein räumliches Verschneiden der Immissionspunkte mit den Gebietsgrenzen. Einige Grenzen verlaufen unmittelbar an der Frontseite von Gebäuden. Durch Lageungenauigkeiten gibt es in Einzelfällen gerade an den Immissionspunkten mit hohen Schallpegeln Fehlzugeordnungen, sodass einige Grenzverläufe manuell korrigiert werden.

4.2.3 Luftschadstoffe

Die Luftreinhalteplanung ist bei der Analyse der Belastung auf die beiden Säulen Messungen und Modellierung gestützt. Während die Messstationen die reale Situation einschließlich aller Einflüsse punktuell abbilden, bieten die Modelle ähnlich wie bei Lärm den Vorteil einer flächendeckenden Verfügbarkeit und einer identischen Datenqualität.

⁵⁹Die Verknüpfungstabelle wurde vom Amt für Statistik Berlin-Brandenburg gemäß dem Überlassungsvertrag vom 26.04.2011 freundlicherweise für Forschungszwecke überlassen.

⁶⁰Eigene Darstellung

4.2.3.1 Immissionsdaten und deren räumliche Aufbereitung

Im Rahmen der Luftreinhalteplanung werden umfangreiche Emissions- und Immissionsmodelle gerechnet (Kapitel 4.2.3.2). Als Ergebnis gibt es für NO₂ und PM_{2,5} jeweils zwei räumlich gegliederte Datensätze,⁶¹ die die Immissionsbelastung in Berlin beschreiben:

1. Die **Immissionen im Hauptverkehrsstraßennetz** beinhalten die städtische Hintergrundbelastung und die Zusatzbelastung in Straßenschluchten aufgrund des lokalen Straßenverkehrs. Die Daten liegen als Netz vor. Jedem der 10.174 Straßensegmente wurden neben den Immissionen auch Belastete zugeordnet.
2. Die **städtische Hintergrundbelastung** beinhaltet die übrigen, nicht auf Straßenabschnitte bezogenen Quellen in der Stadt und die durch Ferntransport von Schadstoffen erzeugte Vorbelastung. Die Daten liegen in Form eines 500-Meter-Rasters für die gesamte Stadt vor. Für jedes der 3.545 Rasterelemente ist der Jahresmittelwert in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ angegeben.

Ziel der Datenaufbereitung für die sozialräumliche Verteilungsanalyse ist es, jedem Straßenabschnitt in Berlin, für den Einwohnerzahlen und sozio-ökonomische Daten vorliegen, die jeweiligen Immissionen zuzuordnen. Den Straßen des Hauptverkehrsstraßennetzes werden die entsprechenden Immissionen zugeordnet, allen anderen Straßen („Nebennetz“) wird die jeweilige Belastung des städtischen Hintergrunds zugewiesen.

Erheblich erschwert wird die Zuordnung durch Abweichungen zwischen dem Gesamtstraßennetz, für das die sozio-ökonomischen Daten vorliegen, und dem Hauptverkehrsstraßennetz, für das Immissionsdaten vorliegen. Das Hauptverkehrsstraßennetz wurde nach modellierungstechnischen Kriterien in Straßensegmente zerstückelt, sodass die Segmentübergänge nicht mit den Übergängen der Straßenabschnitte korrespondieren. In der Datenlieferung sind die Straßensegmente ferner nicht lagegenau mit dem Gesamtstraßennetz und es existiert kein Schlüssel, mit dem eine Verknüpfung zwischen Hauptverkehrsstraßennetz und Gesamtstraßennetz stattfinden könnte. Deshalb muss eine mehrstufige räumliche Zuordnung erfolgen (Abbildung 4.5).

In einem ersten Schritt wird das Gesamtstraßennetz, dem die Immissionen zugeordnet werden sollen, in zwei Datensätze aufgeteilt. Dabei geht es vor allem darum, die zum Hauptverkehrsstraßennetz gehörenden Straßenabschnitte zu isolieren. Dies muss weitestgehend manuell in Geoinformationssystemen (GIS) stattfinden,⁶² da automatische Funktionen nicht die Vielzahl der notwendigen Kriterien (z. B. Parallelität, Kreuzungswinkel, Lagefehler) zur korrekten Auswahl besitzen.

Im zweiten Schritt erfolgt eine automatische Zuordnung des reduzierten Gesamtstra-

⁶¹Die Datenbereitstellung erfolgte freundlicherweise durch SenStadtUm.

⁶²Verwendet wird ArcGIS 10.0.

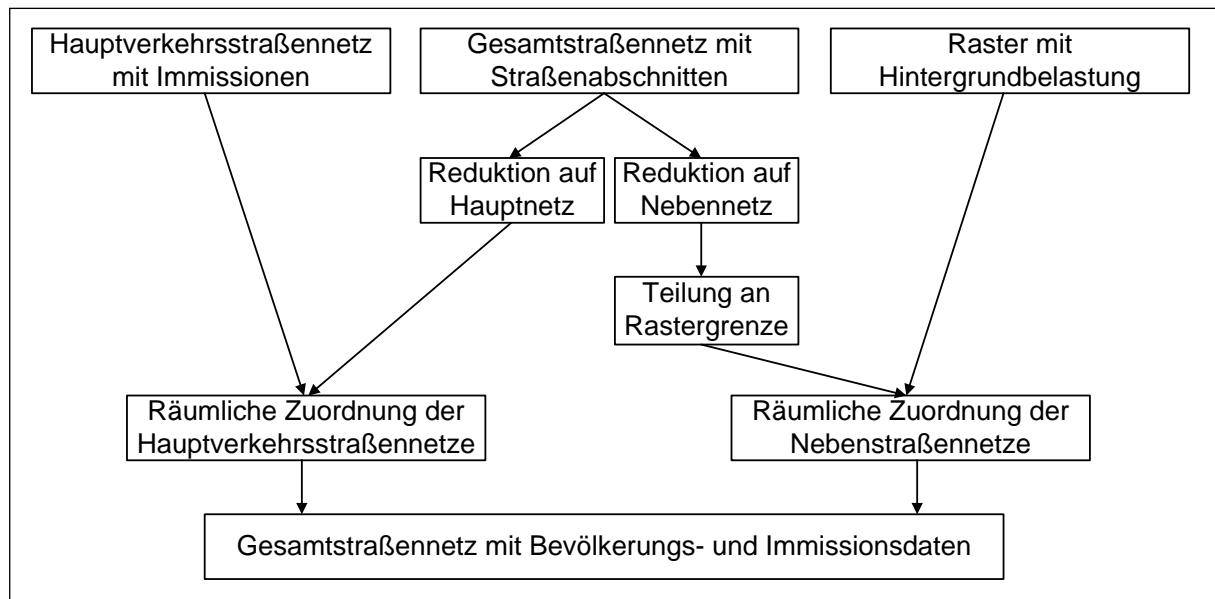


Abbildung 4.5: Räumliche Zuordnung von Luftschadstoffimmissionen und sozio-ökonomischen Daten auf Straßenabschnittsebene⁶³

ßennetzes und des Hauptverkehrsstraßennetzes mit der GIS-Funktion „Near“ anhand der räumlichen Lage. Da die Netzsegmente (Immissionen) und die Straßenabschnitte (Gesamtstraßennetz) teilweise unterschiedliche Grenzen aufweisen, ist diese Zuordnung nicht immer eindeutig. Selbst bei manueller Korrektur ist keine exakte Entsprechung zu erreichen. Die Genauigkeit wird allerdings als hinreichend gut eingeschätzt, da die Unterschiede der Immissionsbelastung zwischen zwei benachbarten Straßensegmenten vergleichsweise gering sind.

In einem dritten, parallel verlaufenden Schritt erfolgt die Zuordnung der rasterbasierten Hintergrundbelastung zum Nebenstraßennetz. Liegt ein Straßenabschnitt des Gesamtstraßennetzes gleichzeitig in zwei oder mehreren Rastern, werden die Immissionsdaten entsprechend der Längenanteile gewichtet.

In einem vierten und letzten Schritt wird das zwischenzeitlich geteilte Gesamtstraßennetz wieder in einem Datensatz vereinigt. Von da an liegen für jeden Straßenabschnitt (Ausnahme: Einzelfälle am äußersten Stadtrand) Einwohnerzahlen, sozio-ökonomische Variablen und die Immissionsbelastung durch Luftschadstoffe vor.

Insgesamt kann das arbeitsaufwändige Verfahren als hinreichend genau bewertet werden. Die korrekte räumliche Zuordnung kann zwar nicht in jedem Einzelfall garantiert werden. Die theoretisch möglichen Abweichungen sind allerdings gering. Um zukünftige Auswertungen zu erleichtern, sollte bei einer Wiederholung der Immissionsmodellierung auf die Möglichkeit einer relationellen Datenbankverknüpfung zwischen Netzsegmenten und Straßenabschnitten geachtet werden.

⁶³Eigene Darstellung

4.2.3.2 Berechnung der externen Kosten von Luftschadstoffen

Die Immissionsbelastung auf der Straßenabschnittsebene als Jahresmittel in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ist alleine nur begrenzt aussagekräftig. Nur in Kombination mit der Einwohnerdichte und einer Gewichtung der Belastungsstufen unterhalb der Grenzwerte kann die Situation adäquat beschrieben werden. Dafür erfolgt die Berechnung von externen Kosten auf Basis der Kostensätze in Kapitel 3.4.2.

Berücksichtigt werden jeweils alle Straßenabschnitte mit den räumlich zugeordneten Immissionen oberhalb der Schwellenwerte $15 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{NO}_2$ und/oder $\text{PM}_{2,5}$. Es wird primär mit den verkehrlichen und nicht-verkehrlichen Immissionen 2009 gearbeitet. Für die Auswertungen in Kapitel 5.5.3 werden mit unveränderter Methode ergänzend externe Kosten für die Trendrechnungen 2015 und 2020 berechnet. Als Datenquelle für die Einwohner wird für alle Bezugsjahre die Melderegisterstatistik im Regionalen Bezugssystem auf der Straßenabschnittsebene mit Datenstand 2012 herangezogen. Für die Kostensätze werden die linearen Funktionen in Anhang A.12 verwendet.

4.2.3.3 Aggregation der Daten auf der Planungsraumebene

Die Luftschadstoffbelastung bzw. die dadurch verursachten externen Kosten liegen auf der Straßenabschnittsebene vor. Aus Gründen der optischen Darstellung und zur Gewährleistung einer Vergleichbarkeit mit anderen Untersuchungen⁶⁴ müssen die externen Kosten durch Luftschadstoffe auf Straßenabschnittsebene auch auf der Ebene von PLR aggregiert werden.

Allerdings greift ein rein lagebasiertes Verschneiden der beiden Ebenen zu kurz. Viele Hauptverkehrsstraßen verlaufen parallel zu PLR-Grenzen. Die Straßen wirken somit nicht nur in dem PLR, in dem sie geographisch liegen. Der benachbarte PLR ist maßgeblich mit betroffen, da sich die Luftschadstoffe in beide Richtungen der Straße ausbreiten. Dieser Effekt tritt bei Verkehrslärm nicht auf, da die Umweltfolgen auf der Gebäudeebene vorliegen. Die Gebäude in der Strategischen Lärmkarte als Immissionsort können eindeutig einem PLR zugeordnet werden.

Umgesetzt wird die korrekte Zuordnung der an der PLR-Grenze verlaufenden Straßen durch eine Vergrößerung aller PLR um einen konstanten Puffer von 35 m. Somit überlagern sich benachbarte PLR gegenseitig und es werden die Straßenabschnitte, die entlang einer PLR-Grenze verlaufen, in beiden PLR mit berücksichtigt. Es werden jeweils nur die Teile der Straße berücksichtigt, die tatsächlich innerhalb der vergrößerten PLR liegen (Abbildung 4.6). Dafür erfolgt innerhalb der Datenaufbereitung ein „Überschneiden“ an allen

⁶⁴z. B. Kindler u. a., 2009

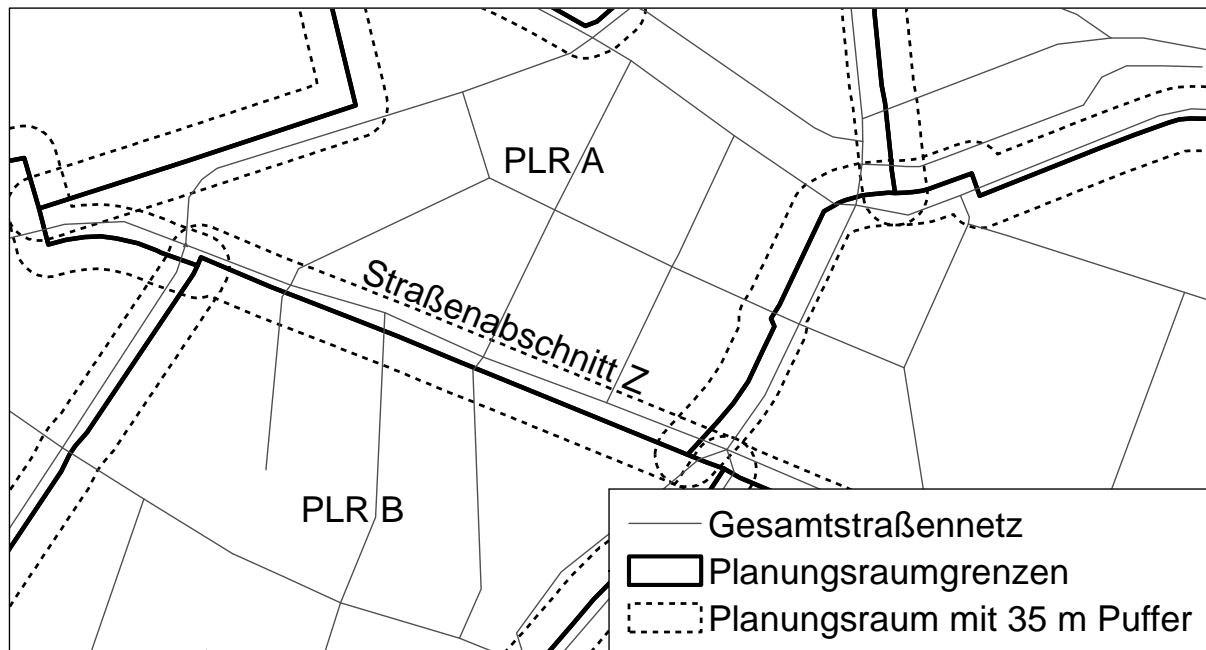


Abbildung 4.6: Exemplarische Darstellung der Zuordnung von Straßenabschnitten zu PLR mit Hilfe von gepufferten PLR-Grenzen⁶⁵

Schnittpunkten der gepufferten PLR. Der gewählte Pufferwert von 35 m gewährleistet bei nahezu allen Straßenachsen mit parallelem Verlauf zu PLR-Grenzen die Berücksichtigung in beiden anliegenden PLR. Geringere oder höhere Werte würden relevante Straßensegmente auslassen bzw. keine weiteren relevanten Straßensegmente einschließen. Allerdings ergeben sich mit dieser Verfahrensweise zwei unerwünschte Effekte:

- Es werden Straßenabschnitte in zwei PLR gezählt, obwohl sie nicht parallel zur Grenze verlaufen (z. B. die ersten Meter von Querstraßen).
- Im Puffer verlaufende Straßen im Umfeld der PLR-Grenzen werden mit Faktor zwei in der Analyse berücksichtigt.

Der erste Nachteil ist nicht vermeidbar, da eine Betrachtung des Winkels zwischen PLR-Grenze und Straßenabschnitt technisch kaum umsetzbar ist und ein hohes Fehlerpotential besitzt. Die höhere Gewichtung der grenznahen Straßen gegenüber den restlichen Straßen innerhalb der PLR wird durch einen Minderungsfaktor reduziert. Alle Straßenabschnitte, die gleichzeitig in zwei PLR liegen, werden jeweils mit Faktor 0,5 berücksichtigt. Trotz der Überlagerung durch zwei Puffer fließen die PLR im Puffer in der Summe mit Faktor 1,0 in die Gesamtbetrachtung ein.

⁶⁵Eigene Darstellung; Ablesebeispiel: Straßenabschnitt Z liegt in PLR A. Da der Straßenabschnitt aber auch im Puffer des PLR B liegt, kann er in PLR A und PLR B berücksichtigt werden.

4.3 Theoretische Grundlagen zur Datenanalyse

Zu den wichtigsten Zielen der wissenschaftlichen Analyse statistischen Datenmaterials gehört das Erkennen von Unterschieden, Abhängigkeiten und Zusammenhängen von Merkmalsausprägungen. Konkret sollen Richtung und Stärke von Beziehungen bei Mess-, Beobachtungs-, Modell- und Versuchsergebnissen bestimmt werden. Zentrale Instrumente der Statistik sind dafür die allgemeinen linearen Modelle mit der Spezifizierung der Regressionsmodelle und die Korrelationsanalyse. Während die Ergebnisse der Analysen in Kapitel 5 dargestellt werden, erfolgt hier die Diskussion grundsätzlicher Aspekte der Verfahren.

4.3.1 Korrelationsanalyse

Mit der Korrelationsanalyse werden stochastische Zusammenhänge zwischen Zufallsvariablen untersucht. Der Korrelationskoeffizient ρ ist dabei eine Maßzahl für die Stärke und Richtung eines linearen Zusammenhanges.⁶⁶ Bei Vorliegen einer konkreten Stichprobe mit stetigen Zufallsgrößen in Form von unabhängigen Beobachtungspaaren kommt der empirische Korrelationskoeffizient (nach Pearson) zur Anwendung. Voraussetzung dafür ist die Normalverteilung, die allerdings bei den Lärm- und Luftschadstoffdaten nicht gegeben ist.

Die Alternative stellt der Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman dar, bei dem die Korrelation aufgrund der Ranginformation abgeschätzt wird.⁶⁷ Der Koeffizient r_s gilt als Schätzer für die Korrelation ρ . Der Wertebereich ist $-1 \leq \rho \leq +1$, wobei für $\rho = \pm 1$ ein funktionaler Zusammenhang zwischen den Zufallsvariablen X und Y besteht und bei $\rho = 0$ die Variablen X und Y unabhängig sind.⁶⁸ Bei Koeffizienten $|0| \leq \rho < |0,2|$ wird von sehr schwacher Korrelation, bei $|0,2| \leq \rho < |0,4|$ von schwacher und bei $|0,4| \leq \rho < |0,6|$ von mittlerer Korrelation gesprochen.⁶⁹

Mit dem Korrelationskoeffizienten können Aussagen über den stochastischen Zusammenhang zweier Variablen getroffen werden. Rückschlüsse auf einen kausalen Zusammenhang und die sachliche Deutung der Ergebnisse sind mit statistischen Methoden nicht möglich. Hinzu kommt, dass eine Korrelation nicht nur durch einen kausalen Zusammenhang, sondern auch durch gemeinsame Abhängigkeiten von dritten Größen, durch Heterogenität der Daten oder rein formal begründet sein kann.⁷⁰

Eine formale Korrelation, auch Indexkorrelation genannt, kann bei Zusammenhängen zwischen verkehrsbedingten Umweltbelastungen und sozio-ökonomischen Merkmalen na-

⁶⁶Sachs, 1999, S. 492

⁶⁷Hartung u. a., 2005, S. 554

⁶⁸Nollau u. Hahnewald-Busch, 1975, S. 309-310

⁶⁹Brosius, 2013, S. 523

⁷⁰Sachs, 1999, S. 507-508

hezu ausgeschlossen werden. Ein Beispiel mit zwangsweise negativer Korrelation wäre, wenn sich jeweils Prozentsätze zu 100 % ergänzen.⁷¹

Eine Heterogenität der Daten mit mehreren Punktwolken kann einen Korrelationseffekt erzeugen, der allerdings in den Teilmassen selbst nicht auftritt. In der Analyse wird versucht, diesen Effekt durch Stratifikation der Daten auszuschließen.⁷² Dafür werden, teils dokumentiert, teils undokumentiert, die Datensätze nach Grad der Umweltbelastung, nach Niveau des sozio-ökonomischen Status und nach räumlicher Lage aufgeteilt und separat analysiert. Gibt es zwischen den Gruppen relevante Unterschiede, wird explizit darauf hingewiesen.⁷³

Schwierigkeiten bestehen beim Ausschließen von gemeinsamen Abhängigkeiten. Die Anzahl der verfügbaren Kontrollvariablen ist sehr beschränkt. Beispielsweise wäre das Mietpreisniveau, bei dem der Einfluss durch Verkehrslärm unumstritten nachgewiesen ist, als zusätzliche Variable für die Analyse von großer Bedeutung. Leider verfügt die amtliche Statistik in Berlin über keine kleinräumigen Daten und auch der Berliner Mietspiegel gibt nur aggregierte Kennwerte für allgemeine Wohnungsmerkmale an. Die Auswertung von Wohnungsangeboten⁷⁴ setzt zumindest bei offizieller Datennutzung die Kooperationsbereitschaft der Betreiber voraus. Ältere Mietverträge und Sonderformen wie der geförderte Wohnraum würden damit aber trotzdem nur unzureichend abgebildet. Insgesamt kann somit nur mit den wenigen verfügbaren Variablen gearbeitet werden. Trotzdem wird versucht, z. B. durch die räumlichen Auswertungen, so viele Einflüsse wie möglich zu untersuchen.

4.3.2 Regressionsanalyse

Während die Korrelation den Grad des Zusammenhangs zwischen zwei Merkmalen wiedergibt, wird mit der Regressionsanalyse die stochastische Abhängigkeit durch eine Funktion beschrieben. Von einer linearen Regression der zwei Merkmale Y auf X wird gesprochen, wenn mit den Ausprägungsvariablen x und y ein funktionaler Zusammenhang $y = f(x) = \alpha + \beta x$ spezifiziert werden kann. Die beiden Parameter α und β werden aus den Stichprobenwerten geschätzt.⁷⁵

Mit jeder Regression, egal ob lineare oder komplexere funktionale Zusammenhänge verwendet werden, wird immer eine einseitige stochastische Abhängigkeit bzw. Ursache-

⁷¹Sachs, 1999, S. 508

⁷²Sachs, 1999, S. 508

⁷³Auswertungen, bei denen sich bei der Stratifikation keine Unterschiede im Vergleich zur Gesamtauswertung zeigten, sind aufgrund des Umfangs der dabei notwendigen Darstellungen nicht weiter dokumentiert.

⁷⁴z. B. die Internetplattform www.immobilienscout24.de

⁷⁵Hartung u. a., 2005, S. 569; Sachs, 1999, S. 493

Wirkungs-Beziehung beschrieben.⁷⁶ Im Hinblick auf die Zusammenhänge zwischen Umweltbelastungen und sozio-ökonomischen Merkmalen stellt diese Einseitigkeit ein zentrales Problem dar. Kapitel 1 zeigt, dass die Richtung der Wirkung nicht eindeutig ist: Einerseits können starke verkehrliche Umwelteffekte sozial schwache Gruppen anziehen, z. B. über die Variable Mietpreise. Andererseits können sozial schwache Gruppen wegen geringerer politischer Beteiligung im Verkehrsplanungsprozess überproportional mit Umwelteffekten belastet werden. Eine theoretische Argumentation für eine Kausalbeziehung kann somit nicht aus dem thematischen Kontext abgeleitet werden. Entsprechend schwierig ist die Festlegung der unabhängigen Variable X und der davon abhängigen Variable Y.

Neben der Einseitigkeit der Wirkrichtung ist auf die Multikollinearität der wenigen verfügbaren sozio-ökonomischen Variablen hinzuweisen. Dies betrifft speziell die starke Korrelation ($r_s = 0,68$) zwischen den beiden wichtigsten Variablen SGB-II-Quote und Migrationsquote. Dies kann bei Regressionsanalysen zu großen Varianzen und Kovarianzen der Regressionskoeffizienten führen und die Vertrauensbereiche vergrößern.⁷⁷ Hinzu kommen die Unsicherheiten durch die Nichtkartierung im Nebennetz, wodurch fehlende Werte („Missings“) generiert werden, die einen Bias verursachen können.⁷⁸

Bei anderen Fragestellungen ist es wissenschaftlich üblich, Regressionsgleichungen anzugeben. Darauf wird hier bewusst verzichtet. Hintergrund ist, dass im Wesentlichen nur die beiden sozio-ökonomischen Variablen SGB-II- und Migrationsquote den Umweltbelastungen durch Lärm und Luftschadstoffe gegenübergestellt werden. Da bei einer derart geringen Anzahl von Variablen ein enger, funktionaler Zusammenhang zwischen linearer Regression und Korrelation besteht, würde mit einer Regression kein Mehrwert entstehen. Zusätzlich sind die zugrunde liegenden Sozial- und Umweltdaten bereits mit methodischen Unsicherheiten behaftet (Kapitel 4.2), sodass bei dem ohnehin niedrigen Zusammenhang eher das Risiko von Scheingenauigkeit bei der Auswertung gesehen wird. Das primäre Ziel ist unabhängig davon eine Analyse des Status quo. Für die Ableitung von Ursache-Wirkungs-Beziehungen existieren besser geeignete Ansätze wie die Auswertung von spezifischen Stichproben.

⁷⁶Eine Ausnahme stellen reziproke bzw. non-rekursive Beziehungen dar, die allerdings mit dem üblichen Kleinst-Quadrat-Schätzverfahren nicht modelliert werden können.

⁷⁷Sachs, 1999, S. 578

⁷⁸Little u. Rubin, 1987, S. 41

4.4 Beurteilung der Einflüsse der Nichtkartierung von Lärm im Nebennetz

Aus der Datenbasis beim Umwelteffekt Lärm ergeben sich Besonderheiten, die ergänzend zu den Auswertungen der originalen Daten gemäß der Methodik in Kapitel 4.2.2 spezielle Aufbereitungsschritte erfordern. Die Ursachen sowie verschiedene Lösungsmöglichkeiten werden nachfolgend diskutiert.

4.4.1 Hintergrund

In der Strategischen Lärmkarte werden beim Schienen- und Flugverkehr nahezu alle Strecken bzw. Routen als Lärmquelle in der Modellierung berücksichtigt. Beim Straßenverkehr fließen allerdings nur Straßen mit einem DTV > 5.000 Kfz/24h in die Berechnungen ein (Kapitel 4.2.2.1). Dadurch kommt es zu einer systematischen Unterschätzung der Belastetenzahl. Im Rahmen der üblichen Lärminderungsplanung ist diese Unterschätzung ein nachgeordnetes Problem, da der Handlungsschwerpunkt auf die besonders stark belasteten Straßenzüge gelegt wird.

Für eine Analyse der sozialräumlichen Verteilung sind diese niedrigen Pegel höchst problematisch: Bei jedem Punkt mit einer modellierten Belastung unterhalb von 55 oder 50 dB ist es fraglich, ob es tatsächlich ruhig ist oder ob in der Realität das nichtkartierte Nebennetz doch zu relevanten Belastungen führt.

Bei einem großen Teil der Strategischen Lärmkarte besteht diese Unsicherheit. Sinnvoll für die Lärmbewertung des gesamten Wohnumfeldes ist es, die maximale Belastung eines Gebäudes an einem beliebigen Immissionspunkt als Ausgangspunkt zu betrachten. Im Jahr 2012 gab es in Berlin 289.154 für Wohnzwecke genutzte Gebäude. Von denen wiesen 71.943 Gebäude (24,9 %) Maximalpegel $L_{DEN} \geq 55$ dB auf (≥ 50 dB: 134.434). Bei 75,1 % der Gebäude besteht somit die Unsicherheit, ob sie wirklich unter der Wirkschwelle der Umgebungslärmrichtlinie von 55 dB liegen oder vielleicht doch belastet sind. Bei Gebäuden mit Lärmbelastungen unterhalb des Maximalpegels von 45 dB (22 % der Gebäude) ist mit hoher Wahrscheinlichkeit davon auszugehen, dass die tatsächliche Belastung höher liegt.

Alle Gebäude unterhalb einer Dezibelschwelle können somit fehlende Werte im statistischen Sinne darstellen. Obwohl Werte vorhanden sind, repräsentieren diese niedrigen Lärmbelastungen eher das Fehlen von Informationen. Der gesamte Datensatz wirkt wie eine Vollerhebung, stellt in Wirklichkeit aber nur eine Stichprobe der Hauptverkehrsstraßen dar. Dadurch ist die Datenqualität herabgesetzt und die Interpretierbarkeit wird einge-

schränkt.⁷⁹ Die Ursache liegt eindeutig in der Abgrenzung und Methodik der Strategischen Lärmkarte.

Ein Verteilungsmuster der fehlenden Werte, das für die weitere Auswertung und Interpretation hilfreich wäre, ist allerdings nicht bekannt. Folgende Muster wären denkbar:

- Die Maximalpegel der einzelnen Gebäude liegen oberhalb eines Mindestwertes, der im urbanen Umfeld selbst bei sehr niedrigen Verkehrsbelastungen und daraus resultierenden Einzelschallereignissen nicht unterschritten wird.
- Bei Variation der Verkehrsstärke nehmen die Lärmemissionen proportional mit der sinkenden Verkehrsbedeutung ab.
- Unterschiede in der Raumstruktur, wie reduzierte Höchstgeschwindigkeit in verkehrsberuhigten Bereichen oder Pflasterstraßen, verursachen räumliche Variationen.

Die fehlenden Werte stellen für die Auswertung der Daten ein Problem dar. Eventuell vorhandene Zusammenhänge mit sozio-ökonomischen Variablen können anders als in der Realität eingestuft werden, da ein großer Teil der Stichproben mit niedrigen Lärmpegeln fälschlicherweise als sehr homogen in der Lärmbelastung erscheint. Hinzu kommen Verstöße gegen inferenzstatistische Verfahrensvoraussetzungen, die bei einer Regressionsrechnung gelten würden.⁸⁰ Daher werden mit den folgenden Verfahrensschritten (Abbildung 4.7) das Niveau der Unterschätzung abgeschätzt und Ansätze zur Korrektur entwickelt.

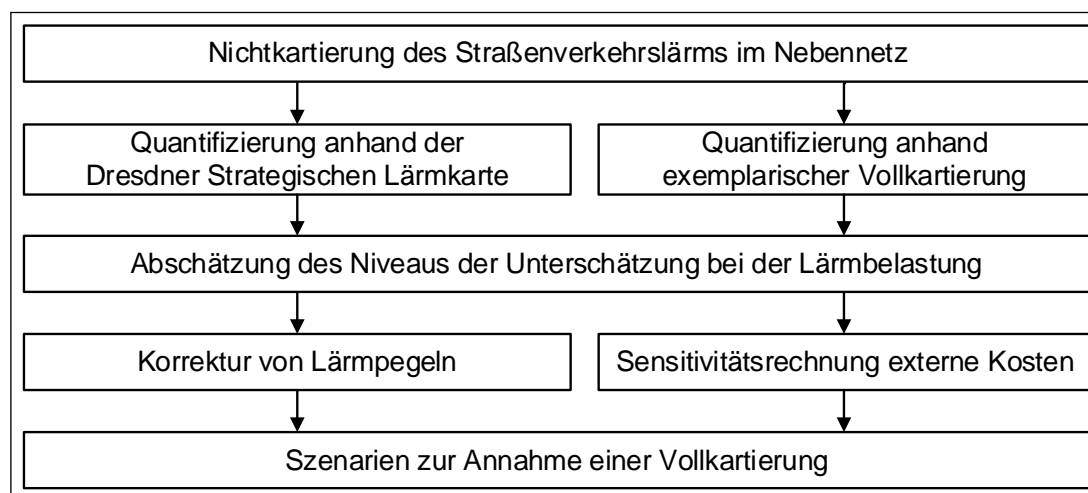


Abbildung 4.7: Abschätzung und Korrektur der Unterschätzung von Lärmbelasteten durch Straßenlärm⁸¹

⁷⁹Schendera, 2007, S. 119-120

⁸⁰Schendera, 2007, S. 127-128

⁸¹Eigene Darstellung

4.4.2 Quantifizierung der Unterschätzung anhand der Dresdner Strategischen Lärmkarte

Eine Quantifizierung der belasteten Menschen, die in der Strategischen Lärmkarte als unbelastet eingestuft werden, in der Realität aber lärmbelastet sind, ist für Berlin nicht direkt möglich. Hilfreich ist jedoch, dass Berlin freiwillig den Schwellenwert auf $DTV > 5.000$ Kfz/24h reduziert hat. Die gesetzliche Vorgabe der Umgebungslärmrichtlinie verlangt für Ballungsräume lediglich, Straßen ab $DTV > 8.000$ Kfz/24h zu kartieren.⁸² Allerdings haben andere Ballungsräume wie Wiesbaden, Frankfurt oder Dresden freiwillig alle Straßen ab $DTV > 3.000$ Kfz/24h lärmkartiert.

Anhand der Strategischen Lärmkarte 2012 von Dresden kann untersucht werden, welchen Einfluss die Straßen im Intervall $3.000 < DTV < 8.000$ Kfz/24h auf die Gesamtzahl der Lärmbelasteten haben. Ein direkter Vergleich ist hier möglich, da für alle Immissionspunkte der Stadt die Lärmpegel L_{DEN} bei den Schwellenwerten $DTV > 3.000$ und $DTV > 8.000$ Kfz/24h getrennt vorliegen.⁸³ Das Ziel ist, die Belasteten in den jeweiligen Pegelkategorien den verursachenden Verkehrsstärken annäherungsweise zuzuordnen.

Die Zuordnung zwischen den Immissionspunkten und den lärmemittierenden Straßen erfolgt auf räumlicher Ebene. Mittels einer Nachbarschaftsanalyse wird jedem einzelnen Immissionspunkt die nächstgelegene, lärmkartierte Straße zugeordnet. In der Mehrzahl der Fälle wird die Straße, die für den Immissionspegel L_{DEN} bestimmend ist, auch die nächstgelegene Straße sein. Unsicherheiten gibt es nur in der Nähe mehrerer lärmkartierter Straßen (z. B. Knotenpunkte), bei denen die weiter entfernte Straße die eigentlich entscheidende Lärmquelle darstellt. Hier könnte eine falsche Zuordnung erfolgen. Anhand einer stichprobenartigen Überprüfung konnte jedoch die mögliche Vernachlässigung der Unsicherheit festgestellt werden.

Das Netz der lärmkartierten Straßen enthält nicht unmittelbar die DTV-Werte, sondern die maßgebende stündliche Verkehrsstärke für die Zeiträume Tag, Abend und Nacht. Die Umrechnung dieser direkten Eingangsdaten der Lärmmodellierung in DTV erfolgt anhand spezifischer Faktoren der Stadt Dresden.⁸⁴ Die Rolle weiterer Einflussfaktoren, wie der

⁸²Der in der Umgebungslärmrichtlinie genannte Schwellenwert von 6.000.000 Kfz/Jahr wird in Deutschland im BImSchG (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2011, § 47b) so ausgelegt, dass in Ballungsräumen Straßen mit $DTV > 8.000$ Kfz/24h zu kartieren sind. Aufgrund der Verwendung unterschiedlicher Begrifflichkeiten in der Umgebungslärmrichtlinie und der Umsetzung in Deutschland wird die Existenz von Schwellenwerten beispielsweise von Jäschke (2013, S. 67, 251-252) in Frage gestellt. So gibt auch die gültige Norm DIN 45682 (Deutsches Institut für Normung, 2002, S. 15) als Schwellenwert den deutlich niedrigeren Wert $DTV > 500$ Kfz/24h vor.

⁸³Die Strategische Lärmkarte wurde von der Firma ACCON mit Genehmigung des Umweltamtes der Stadt Dresden freundlicherweise für Forschungszwecke von Frau Julia Gerlach zur Verfügung gestellt (Az. 5768-19-K). Die schrittweise Auswertung erfolgte als gemeinsame Arbeit.

⁸⁴Bei einigen Straßenabschnitten treten dabei Abweichungen zu den Verkehrsmengenkarten 2009 und 2011 auf, da ein anderer Datenstand zu Grunde liegt.

Schwerverkehrsanteile (SV), bleibt bei der Auswertung unberücksichtigt. Die Ergebnisse der Auswertung sind in Kapitel 5.4.1 dargestellt.

4.4.3 Quantifizierung der Unterschätzung anhand einer exemplarischen Vollkartierung

Mit den heute üblichen Strategischen Lärmkarten alleine kann keine Abschätzung der Rolle des Nebennetzes durchgeführt werden, da dazu keinerlei Daten vorliegen. Die einzige Möglichkeit ist die Durchführung einer eigenen Lärmmodellierung.

Im ersten Schritt müssen dafür im Untersuchungsgebiet Daten erhoben werden, die die Höhe der Lärmemissionen beeinflussen. Dazu gehört insbesondere die Zählung der Verkehrsstärke im Nebenstraßennetz. In einem zweiten Schritt muss für das Untersuchungsgebiet eine Lärmmodellierung durchgeführt werden. Beide Schritte binden viel Personal bzw. Rechenkapazität und sind deshalb nur in einem eng begrenzten Untersuchungsgebiet praktikabel.

Anstelle von Berlin bietet sich als Untersuchungsgebiet Dresden an, da dort der Anteil des lärmkartierten Straßennetzes besonders hoch ist. Die Auswahl des Untersuchungsgebietes orientiert sich an den Kriterien Repräsentativität für die Gesamtstadt, Abgrenzung durch lärmkartierte Straßen, unterschiedliche Fahrbahnoberflächen und inhomogene Verkehrsbelastungen des Netzes. Bei der Auswahl des Untersuchungsgebietes im Stadtteil Striesen-Ost erfolgte eine enge Abstimmung mit der Landeshauptstadt Dresden.

Die Verkehrszählungen fanden im Zeitraum vom 04.03.2014 bis zum 20.03.2014 an den Wochentagen Dienstag, Mittwoch und Donnerstag jeweils von 7:00 bis 9:00 Uhr und 17:00 bis 19:00 Uhr statt.⁸⁵ Pkw und Lkw wurden getrennt erfasst. Die Knotenpunktzählungen erlauben den Rückschluss auf die Verkehrsbelastung an allen Straßenquerschnitten im Untersuchungsgebiet. Die Hochrechnung der Zählung auf den DTV erfolgt anhand des HBS 2001.⁸⁶ Im Rahmen der Begehung wurde vor Ort auch die Fahrbahnoberfläche erfasst.

Insgesamt werden zwei Lärmmodelle in dem Programm IMMI (Version 6.5.2013) gerechnet. Das erste Modell entspricht nach Rechenvorschriften und Eingangsdaten genau der Strategischen Lärmkarte. Neben den Verkehrsstärken und den Fahrbahnoberflächen werden die Gebäude, deren Einwohner und die Straßenachsen verwendet.⁸⁷ Die Modellierung erfolgt nach den Referenzeinstellungen, in denen keine Vereinfachungen im Vergleich zur Richtlinie „Vorläufige Berechnungsmethode für den Umgebungslärm an Stra-

⁸⁵Die Verkehrszählung erfolgte in der Diplomarbeit von Truong (2014), in der die Eingangsdaten dokumentiert sind. Die Lärmmodellierung wurde nach Verbesserung einiger Modelldaten neu gerechnet.

⁸⁶Forschungsgesellschaft für Strassen- und Verkehrswesen, 2005, S. 2-15 bis 2-22; angewendet wird der Tagesganglinientyp TGw3 (O).

⁸⁷Die Daten wurden von der Landeshauptstadt Dresden am 13.02.2014 zur Verfügung gestellt.

ßen (VBUS)“ vorgenommen wurden. Das Modell ist notwendig, da nicht auf die originale Strategische Lärmkarte zurückgegriffen werden kann. Darin sind die Immissionspunkte an den Fassaden nicht lagegenau gesetzt worden, da das Verfahren der Punkteverteilung mit neuen Projekten und mit einer anderen Programmversion variiert. Mit einer räumlichen Näherung der Immissionspunkte aus dem Lärmmodell und der Strategischen Lärmkarte kann allerdings die weitgehende Übereinstimmung der Lärmpegel bestätigt werden.⁸⁸

Das zweite Modell entspricht in den grundsätzlichen Annahmen dem ersten Modell. Allein die bis dahin nicht kartierten Straßen mit ihren Oberflächen werden als Emissionsquelle ergänzt. Deren DTV variiert im Untersuchungsgebiet zwischen 300 und 4.100 Kfz/24h.

Im Ergebnis liegen zwei lagegetreue Lärmmodelle vor, die sowohl auf der Ebene der Immissionspunkte als auch anhand der Lärmrasterkarten miteinander verglichen werden können.

4.4.4 Korrektur der Pegel unterhalb von Schwellenwerten

Das Ausmaß der Unterschätzung der Belasteten in der Strategischen Lärmkarte Berlin liegt für Analysen der sozialräumlichen Verteilung nicht mehr im zu vernachlässigenden Bereich. Da eine flächendeckende Vollkartierung des Straßenlärms in Berlin wegen des erheblichen Aufwands (Verkehrszählung, Modellierungszeit) als Möglichkeit ausscheidet, müssen Variationen im Datensatz vorgenommen werden. Dazu gibt es folgende Möglichkeiten:

1. **Löschen der fehlenden Werte:** Bei der Verwendung von externen Kosten als Kenngröße zur Beschreibung der Lärmbelastung werden niedrige Lärmbelastungen automatisch ausgeschlossen, da die Kosten oberhalb einer Wirkschwelle berechnet werden. Bei Betrachtung der Straßenlärmpegel können niedrige Werte als fehlende Werte deklariert werden. Dies erfolgt für die Schwellen $L_{DEN} < 45$, $L_{DEN} < 50$, $L_{DEN} < 55$ und $L_{DEN} < 60$ dB. Bei externen Kosten und Straßenlärmpegeln werden jeweils die gesamten Datenzeilen (Immissionspunkt, Gebäude) aus multivariaten Analysen ausgeschlossen.⁸⁹
2. **Ersetzen der fehlenden Werte durch Konstante:** Werden die fehlenden Werte durch eine pauschale Konstante ersetzt, wird von Cold-Deck-Imputation⁹⁰ gesprochen. Der eingesetzte Wert sollte aus sonstigen geeigneten Quellen entnommen werden. Das Risiko statistischer Fehler ist jedoch groß. Im Falle von Straßenlärm können aus der urbanen Grundbelastung plausible Konstanten abgeleitet werden. Als Basisvariante werden alle Pegel $L_{DEN} < 45$ dB auf 45 dB gesetzt, in weiteren Varianten wird mit

⁸⁸Truong, 2014, S. 40

⁸⁹Schendera, 2007, S. 136

⁹⁰Der Begriff wird auch in der deutschsprachige Literatur verwendet. Er beschreibt das Ersetzen fehlender Werte aus externen Quellen.

den Konstanten 50 dB und 55 dB gerechnet.⁹¹ Dieses Verfahren ist auf der Ebene von Immissionspunkten und den Maximalpegeln von Gebäuden durchführbar.

Beide Verfahren können unterschiedliche Auswirkungen auf die Ergebnisse haben. Deshalb werden in Kapitel 5.4.4 beide Verfahren vergleichend angewandt.

Eine besondere Konstellation liegt bei Fluglärm vor. Hier wurde in Berlin bis zum Schwellenwert $L_{DEN} = 45$ dB kartiert. In diesem Bereich wohnen etwa 360.000 Einwohner. Bei der Berechnung von Korrelationskoeffizienten mit Fluglärm würden für 9 von 10 Einwohnern die Konstante $L_{DEN} = 0$ dB oder fehlende Werte zu Grunde gelegt werden. Der Erklärungswert der sozio-ökonomischen Variablen könnte dabei verfahrensbedingt überschätzt werden. Stattdessen beziehen sich alle Korrelationskoeffizienten mit Fluglärm allein auf den überhaupt durch Fluglärm belasteten Bereich mit $L_{DEN} < 45$ dB. Damit werden mögliche Zusammenhänge innerhalb des Fluglärmkorridors beschrieben. Stadtweit wird Fluglärm als Teil des Gesamtlärms betrachtet.

4.4.5 Sensitivitätsrechnung für externe Lärmkosten

Mit Hilfe der externen Kosten wird auf der Ebene der Gebäude, der Straßenabschnitte und der PLR eine weitergehende Sensitivitätsrechnung in Anlehnung an die Cold-Deck-Imputation durchgeführt. Dabei gehen die externen Kosten bei Gebäuden mit Maximalpegeln $L_{DEN} \geq 55$ dB unverändert in die Auswertung ein. Für alle als unbelastet eingestuften Gebäude wird fiktiv angenommen, dass sie ausnahmslos pauschalen Lärmpegeln von 55 dB bzw. 60 dB aus dem nichtkartierten Nebennetz ausgesetzt sind.

Um die Bebauungsstruktur und die daraus resultierenden Unterschiede bei den belasteten Fassaden zu berücksichtigen, wird in mehreren Szenarien gerechnet. Bei einer geschlossenen Bebauung ist im Regelfall nur eine der beiden Fassaden durch Straßenlärm belastet, bei offener Bebauung sind es drei von vier Fassaden. Die verschiedenen Belastungssituationen sind schematisch in Abbildung 4.8 dargestellt. Folgende Szenarien werden betrachtet:

- **Szenario 1: 55 dB und 25 % der Gebäudebewohner:** Nur die Frontfassade von offener Bebauung wird mit einem Maximalpegel $L_{DEN} = 55$ dB belastet (Abbildung 4.8 oben, dunkel).
- **Szenario 2: 60 dB und 25 % der Gebäudebewohner:** Nur die Frontfassade wird mit einem Pegel $L_{DEN} = 60$ dB belastet (Abbildung 4.8 oben, dunkel). Dieses Szenario führt zu nahezu gleichen Ergebnissen wie das nicht weiter betrachtete Szenario „55 dB und 50 % der Gebäudebewohner“. Mit diesem ausgelassenen Szenario könnte

⁹¹Die Ableitung der Werte erfolgt anhand der Ergebnisse in Kapitel 5.4

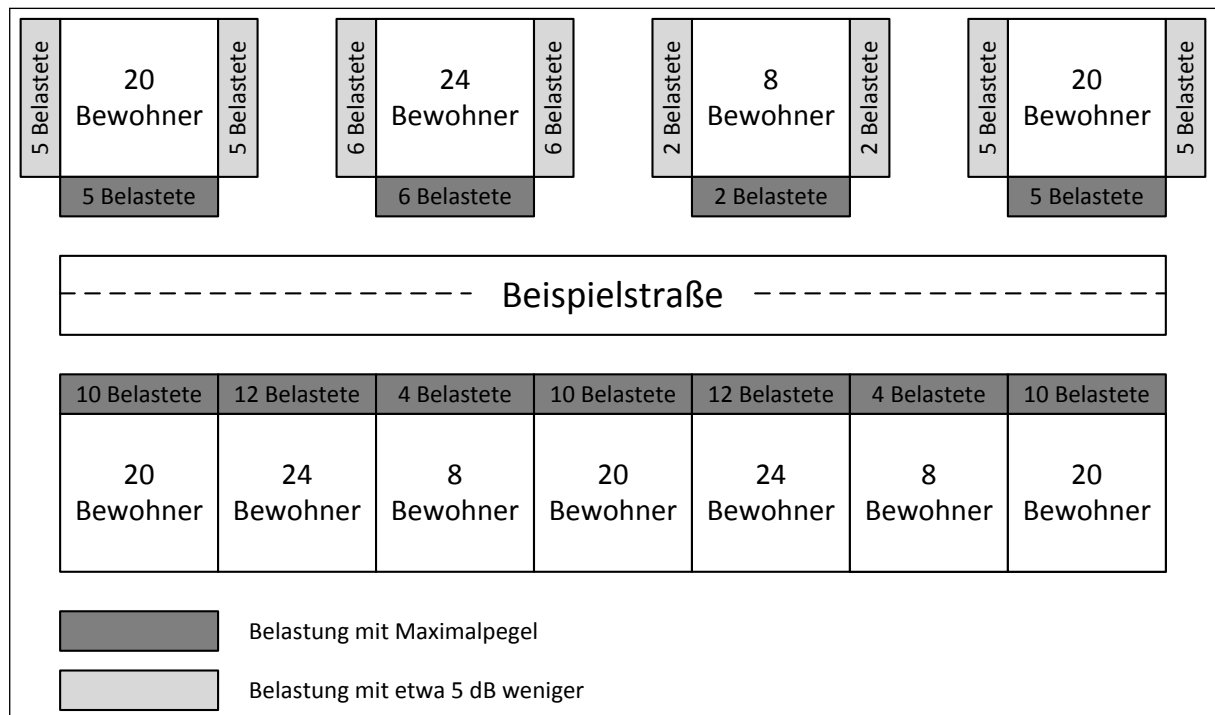


Abbildung 4.8: Einflüsse der Bebauungsstruktur bei der Zuordnung der Bewohner zu Immissionspunkten⁹²

geschlossene Bebauung abgebildet werden (Abbildung 4.8 unten).

- Szenario 3: 60 dB und 25 % der Gebäudebewohner sowie 55 dB und 50 % der Gebäudebewohner:** Bei offener Bebauung ist die Frontfassade mit einem Pegel $L_{DEN} = 60$ dB belastet, während an den beiden Seitenfassaden ein Pegel $L_{DEN} = 55$ dB auftritt (Abbildung 4.8 oben, hell und dunkel). Diese Belastungsverteilung ist an die Pegelverteilung zwischen den Gebäudefassaden angelehnt, die anhand der Strategischen Lärmkarte von Berlin ermittelt wurde (Anhang A.10).

Für die nicht durch Lärm belasteten Gebäude werden in der Sensitivitätsrechnung für die drei Szenarien die externen Kosten analog zu Kapitel 4.2.2.2 berechnet. Dafür wird die vom Szenario abhängige Bewohneranzahl mit den jeweiligen Kostensätzen multipliziert. Je nach angenommenem Lärmniveau (55 bzw. 60 dB) sind dies 15 bzw. 67 Euro je Bewohner und Jahr.

Ähnlich wie die Korrektur von Pegeln eröffnet die Sensitivitätsrechnung mit externen Kosten insgesamt die Möglichkeit, Auswirkungen der Nichtkartierung auf die sozialräumliche Verteilung von Straßenlärmbelastung zu berücksichtigen und zu mindern. Die entsprechenden Ergebnisse der Auswertung sind in Kapitel 5.4 dargestellt. Insgesamt sind diese Status-quo-Analysen mit veränderten Werten bei Straßenlärm als aussagekräftiger zu bewerten als die Analysen auf Basis der unveränderten Strategischen Lärmkarte.

⁹²Eigene Darstellung

4.5 Evaluation von Maßnahmen

Neben der Status-quo-Analyse werden ausgewählte Maßnahmen und Maßnahmenpakete im Hinblick auf ihre Effekte im Bereich Umweltgerechtigkeit evaluiert. Untersucht werden die Auswirkungen

- des Lärminderungsplans 2008 anhand eines Vergleichs der Strategischen Lärmkarte 2007 und 2012,
- der geplanten Flughafenverlegung an den südlichen Stadtrand von Berlin
- und der prognostizierten Verbesserungen bei Luftschadstoffen für die Szenarien 2015 und 2020.

Durch die dafür notwendige Verknüpfung von Daten aus unterschiedlichen Jahren ergeben sich bei zwei Analysen besondere Verfahren, die nachfolgend vorgestellt werden. Die dazugehörigen Ergebnisse sind in Kapitel 5.5 zu finden.

4.5.1 Maßnahmen des Lärmaktionsplanes

Die Strategische Lärmkarte 2012 ist die zweite Lärmkarte, die nach der Umgebungslärmrichtlinie in Berlin erstellt wurde. Prinzipiell basiert sie auf einer ähnlichen Methodik wie die Strategische Lärmkarte 2007. Daraus ergibt sich die Möglichkeit eines Vergleichs der beiden Karten. Bei der Erstellung der Karten war allerdings ein Vergleich nie vorgesehen, sodass die Verknüpfung der beiden Datensätze näherungsweise erfolgen muss.

Der Lärmkarte 2012, die als Basis fungiert, werden die Immissionspunkte der Lärmkarte 2007 räumlich zugeordnet. Die geographische Lage der Immissionspunkte unterscheidet sich aufgrund von Veränderungen beim Gebäudebestand und modelltechnischen Parametern, die die Generierung der Immissionspunkte an den Fassaden bestimmen. Da es bei vielen Immissionspunkten sehr kleine räumliche Lageverschiebungen gegeben hat und eine datenbankgestützte Zuordnung ausscheidet, erfolgt die Zuordnung mittels der GIS-Funktion „Near“. Dabei wird für jeden Punkt der jeweils nächstgelegene Immissionspunkt aus der Lärmkarte 2007 gesucht.⁹³

Zur Gewährleistung der Vergleichbarkeit werden nur Lärmpegel aller einzelnen Verkehrsträger aus der Lärmkarte 2007 übernommen. Alle weiteren Daten wie Einwohner, sozio-ökonomische Strukturen und Bewertungsfunktionen beziehen sich zur Gewährleistung der Vergleichbarkeit auf das Jahr 2012. Mögliche Veränderungen dieser Strukturdaten bleiben somit unberücksichtigt.

⁹³Der Suchradius liegt bei maximal 50 m, wobei über 95 % der Immissionspunkte weniger als 1 m entfernt liegen. Die weiter entfernten Immissionspunkte weisen fast nur niedrige Lärmpegel auf und beeinflussen die Ergebnisse kaum.

Der Vergleich der Lärmbelastungen in den beiden Lärmkarten unterliegt größeren methodischen Unsicherheiten und kann nur als Näherung betrachtet werden. Dazu tragen folgende Faktoren bei:

- Etwa $\frac{3}{4}$ der Fassadenpunkte besitzen abweichende Koordinaten. Durch die Zuordnung zum jeweils nächstgelegenen Punkt können falsche Bezüge hergestellt werden.
- Die Strategische Lärmkarte 2012 verwendet ein verfeinertes Geländemodell,⁹⁴ ein um 4 % längeres Straßennetz, leicht veränderte Einwohnerzahlen (unberücksichtigt) und möglicherweise geänderte Modelldaten.
- Wie bei fast jedem Modell gibt es Parameter, die nicht in den Berechnungsrichtlinien geregelt sind und theoretisch von jedem Bearbeiter angepasst werden könnten.⁹⁵
- Anbieter der Software zur Schallausbreitungsberechnung weisen darauf hin, dass mit einem Projekt immer die Programmversion archiviert werden sollte. Unterschiedliche Versionen könnten unter Umständen etwas abweichende Ergebnisse liefern.

Zusätzlich zum Vergleich der Lärmpegel werden die Wirkungen konkreter Maßnahmen untersucht. Dafür werden zusätzlich die Straßenabschnitte, in denen im Lärmaktionsplan 2007⁹⁶ kurzfristige Maßnahmen geplant wurden, identifiziert. Ergänzend wird die Maßnahmenart (z. B. Oberflächenerneuerung, Tempo 30) erfasst. Nicht immer ist die Zuordnung zu spezifischen Straßenabschnitten mit vertretbarem Aufwand möglich, sodass teilweise die Lärminderungsmaßnahmen kompletten Straßenzügen zugeordnet wurden. Insgesamt werden 84 Maßnahmen berücksichtigt, die 376 Straßenabschnitte betreffen. Davon waren 72 % bereits im Jahr 2013 realisiert.⁹⁷ Fahrbahnsanierungen in 76 Straßenabschnitten, mit dem Ziel der Lärminderung im Rahmen des Konjunkturprogramms II, bleiben mangels Datenverfügbarkeit unberücksichtigt. Ebenfalls nicht berücksichtigt werden Lärminderungsmaßnahmen, die aufgrund eines gesetzlichen Zwangs bei Neubau und grundlegendem Ausbau von Verkehrsinfrastrukturanlagen umgesetzt wurden.

4.5.2 Flughafenverlegung zum Flughafen Berlin-Brandenburg

Seit Herbst 2006 befindet sich der Flughafen Berlin Brandenburg (BER) südlich von Berlin im Bau. Nach seiner Fertigstellung soll er den derzeitigen Flughafen Berlin-Schönefeld (SXF), dessen Gelände er teilweise umfasst, und den Flughafen Berlin-Tegel (TXL) ersetzen. Der für 2012 geplante Eröffnungstermin konnte nicht eingehalten werden und es bestehen weiterhin Unsicherheiten bezüglich eines realistischen Inbetriebnahmezeitpunkts.

⁹⁴Persönliche E-Mail von SenStadtUm, Referat Industrieanlagen, Abfallströme und Lärmbekämpfung (IX C 33) am 23.04.2014.

⁹⁵Jäschke, 2013, S. 31

⁹⁶Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz, 2008b

⁹⁷Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, 2014, S. 11

Da TXL eine entscheidende Rolle bei der Lärmbelastung in Berlin spielt, resultieren aus der Verlagerung in eine deutlich dünner besiedelte Region Potentiale zur Minderung der Belastetenzahl. Da sämtliche Lärmdaten der Strategischen Lärmkarte auf Modellen beruhen, die die Betriebsszenarien der Flughäfen berücksichtigen, kann trotz des fortwährenden Bauzustands von BER die zukünftige Lärmbelastung detailliert analysiert werden.

Verglichen wird der gleichzeitige Betrieb von TXL und SXF mit dem alleinigen Betrieb vom BER (Abbildung 4.9). Während von TXL nur das Gebiet von Berlin betroffen ist, sind von SXF und BER primär Gebiete im Land Brandenburg und nur einige Randgebiete vom Land Berlin betroffen.

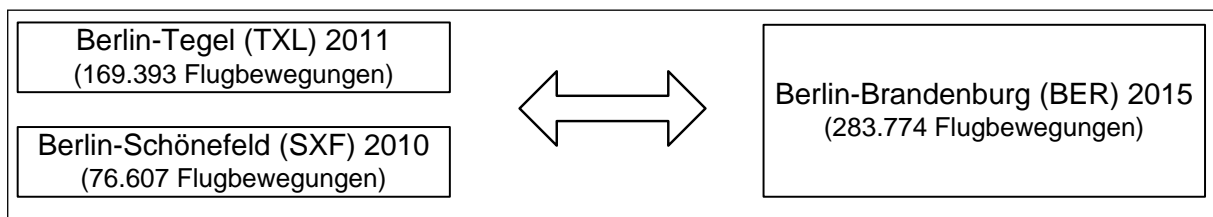


Abbildung 4.9: Charakteristika der Lärmkarten von Berliner Flughäfen⁹⁸

Grundlagen der drei Lärmmodelle sind jeweils die Flugbewegungszahlen, aufgeschlüsselt nach Zeit, Flugzeugtypen und Flugrouten (Lage, Höhe, Flugkorridore), ein Geländemodell und die Gebäudedaten mit Einwohnerzahlen.⁹⁹ Die Lärmkarte von BER 2015 basiert auf prognostizierten Flugbewegungen und auf der Grundlage der zukünftigen Flugrouten,¹⁰⁰ die nach wie vor rechtlich und politisch umstritten sind.

Die Strategische Lärmkarte des Landes Brandenburg für BER liegt als dezibelfeine Iso-
phone und auf der Ebene von Immissionspunkten vor. Schwellenwert ist jeweils $L_{DEN} = 55$ dB. Den Immissionspunkten in den fünf belasteten Gemeinden¹⁰¹ sind 37.754 Einwohner zugeordnet. Für die restlichen Wohnstandorte der Gemeinden mit insgesamt 60.767 Einwohnern liegen keine Lärmdaten vor.¹⁰²

Die Strategische Lärmkarte des Landes Brandenburg für SXF liegt nur als Isophone in 5 dB-Schritten vor, beginnend beim Schwellenwert $L_{DEN} = 55$ dB. Um trotzdem eine dezibelfeine Analyse zu ermöglichen, werden mittels Iteration die dazwischen liegenden Isophonen angenähert. Angenommen wird dabei eine lineare Abnahme des Lärms. Der so ermittelte Lärmpegel wird bei den Immissionspunkten ergänzt.

⁹⁸Eigene Darstellung

⁹⁹Land Brandenburg, Ministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, 2011, S. 6, Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, 2013a, S. 7

¹⁰⁰Entscheidung des Bundesaufsichtsamtes für Flugsicherung über die Festlegung der Flugverfahren für den Flughafen BER vom 26.01.2012.

¹⁰¹Schönefeld, Blankenfelde-Mahlow, Schulzendorf, Eichwalde, Großbeeren

¹⁰²Die Daten wurden vom Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz in Potsdam am 09.05.2014 freundlicherweise zur Verfügung gestellt.

Die Strategische Lärmkarte Berlins enthält für das Jahr 2011 die durch SXF verursachten Lärmimmissionen.¹⁰³ Dagegen lagen für das Betriebsszenario BER 2015 zum Zeitpunkt der Datenlieferung noch keine Werte vor. Diese werden anhand der über die Landesgrenze reichenden Isophone aus Brandenburg dezibelfein ergänzt.

Für das gesamte Untersuchungsgebiet und beide Bezugszeiträume werden externe Kosten berechnet. Für Brandenburg liegen Immissionspunkte und entsprechend zugeordnete Einwohner nur für die direkt belasteten Gebiete vor. Um eine bessere Vergleichbarkeit zu gewährleisten, werden die externen Kosten je Einwohner jeweils in Bezug auf die gesamte Einwohnerzahl der belasteten Gemeinden angegeben. Dies entspricht dem Vorgehen in Berlin, bei dem die Belastung innerhalb der Fluglärmkorridore über die Gesamtstadt gemittelt wird.

Im Vergleich zu Berlin gibt es in Brandenburg deutliche Unterschiede bei der Struktur der sozio-ökonomischen Daten. Anstelle der räumlich-statistischen Bezugseinheiten, der Straßenabschnitt oder PLR, liegen Migrations- und SGB-II-Quoten nur auf der Ebene der fünf Gemeinden vor.¹⁰⁴ Diese variieren zwischen 6.300 und 25.700 Einwohnern. Damit liegen sie von der Einwohnergröße her im Bereich der PLR. Sie haben allerdings eine deutlich geringere Bevölkerungsdichte und die Gemeindegrenzen orientieren sich nicht am Ziel homogener Gebietsstrukturen.

Der Zusammenhang zwischen Fluglärm und sozio-ökonomischen Variablen kann bei Einbeziehung von Brandenburg nur deskriptiv auf Basis durchschnittlicher externer Kosten beschrieben werden. Lärmpegel $L_{DEN} < 55$ dB liegen nicht vor. Im Gegensatz zu Berlin können somit nicht die Korrelationskoeffizienten für die Grundgesamtheit aller Fluglärmpegel $L_{DEN} > 45$ dB berechnet werden. Würden stattdessen Berlin und Teile Brandenburgs als Grundgesamtheit gesehen, wäre die Anzahl der nicht als fehlende Werte einfließenden Daten deutlich zu gering für ein aussagekräftiges Ergebnis.

Insgesamt wird bereits bei der Darstellung der Methodik bei der Evaluation des Lärmaktionsplans und der Flughafenverlegung deutlich, dass Entwicklungen entlang der Zeitachse schwierig zu analysieren sind. Vielfach sind die Datengrundlagen nicht für derartige Zwecke erstellt worden. Dennoch ist es das Ziel, die Möglichkeiten darzustellen, um das Potential für die Evaluation aufzuzeigen.

¹⁰³Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, 2013a, S. 7

¹⁰⁴Quelle: <https://ergebnisse.zensus2011.de> und Datenlieferung der Bundesagentur für Arbeit am 30.05.2013.

4.6 Zusammenfassung des methodischen Vorgehens

Luftschadstoffe und Lärm sind die beiden Umwelteffekte des Verkehrs, deren Wirkung innerhalb einer Stadt räumlich variiert und von denen Menschen direkt betroffen sind. Im Untersuchungsgebiet Berlin enthält die Strategische Lärmkarte bei Verkehrslärm bereits den direkten Bezug zu belasteten Bewohnern von Gebäuden, während der Bezug bei Luftschadstoffen hergestellt werden kann. Dieser direkte Bezug ist gegenüber Analyseansätzen, die auf belasteten Flächen basieren, vorzuziehen, da die beeinträchtigte Zielgröße Mensch unmittelbar betrachtet werden kann. Die Zielstellung ist somit, jedem gemeldeten Bewohner in Berlin möglichst exakt die Lärm- und Luftschadstoffbelastung am Wohnstandort sowie sozio-ökonomische Daten zuzuordnen.

Die Datengrundlage für *Lärm* ist die Strategische Lärmkarte 2013, die von SenStadtUm erstellt wurde. Die 4.055.830 Fassadenpunkte beschreiben für alle Wohngebäude in Berlin die modellierte Lärmbelastung durch Straßen-, Schienen-, Flug- und Gesamtlärm mit dem Lärmpegel L_{DEN} . Gewisse Unsicherheiten beim dominierenden Straßenlärm entstehen durch die Beschränkung auf Hauptverkehrsstraßen als Lärmquelle. Viele Bewohner, die im Bereich des Straßennetzes leben, sind rechnerisch nur sehr niedrigen Lärmpegeln ausgesetzt. Hier ist von einer Unterschätzung der Belastetenzahlen auszugehen. Um diesem methodischen Effekt Rechnung zu tragen, erfolgt eine Quantifizierung der Unterschätzung anhand der Dresdner Strategischen Lärmkarte. Diese nimmt einen niedrigeren Schwellenwert der Verkehrsbelastung bei der Definition von Hauptstraßen an. Ergänzend erfolgt eine exemplarische Vollkartierung eines Stadtteils mit dem Gesamtnetz als Lärmquelle. Basierend auf den Ergebnissen dieser Vergleichsuntersuchungen wird für Berlin eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt, bei der verschiedene Mindestbelastungen durch Straßenlärm in der gesamten Stadt angenommen werden.

Ähnlich wie bei Lärm kann bei *Luftschadstoffen* auf Modellergebnisse der Luftreinhaltung zurückgegriffen werden. Für die Immissionen von NO_2 und $PM_{2,5}$ liegen die städtische Hintergrundbelastung als Rasterkarte und die Zusatzbelastung durch Verkehr entlang des Hauptverkehrsstraßennetzes vor. Mit der Datenaufbereitung werden die jeweiligen Belastungen dem Netz der Straßenabschnitte zugeordnet. Die Zusatzbelastung durch Verkehr entlang des Hauptverkehrsstraßennetzes muss, aufgrund fehlender Lagetreue der Karten, nach dem Kriterium minimaler Abstand angenähert werden. Die Hintergrundbelastung wird allen verbleibenden Straßenabschnitten längengewichtet zugeordnet.

Die *sozio-ökonomischen Daten* sollten idealerweise auf der Haushalts- oder Gebäudeebene vorliegen und möglichst viele Variablen zum Bildungsniveau, dem Einkommen, der beruflichen Stellung und dem ethnischen Hintergrund beinhalten. Praktisch verfügbar sind mit der amtlichen Statistik aber nur die beiden Variablen „Anteil der SGB-II-Empfänger“

und „Anteil der Einwohner mit Migrationshintergrund“. Im Gegensatz zu vielen anderen Großstädten können in Berlin diese Daten auf der Ebene von Straßenabschnitten mit im Durchschnitt 120 Einwohnern zur Verfügung gestellt werden. Beide Variablen sind zur Beschreibung eines niedrigen Sozialstatus geeignet.

Auf der Ebene der Straßenabschnitte lassen sich die Umwelt- und Sozialdaten *zusammenführen*. Mit dem Vorliegen der Anzahl der Belasteten und der korrespondierenden Belastungen können mit Hilfe der Kostensätze die jeweiligen externen Kosten berechnet werden. Ergänzend zur Analyse des Status-quo werden Evaluationen der Lärmaktionsplanung, der Flughafenverlegung zum Flughafen BER und der Maßnahmen der Luftreinhalteplanung in Bezug auf Umweltgerechtigkeit durchgeführt.

Kapitel 5

Ergebnisse der sozialräumlichen Verteilungsanalyse

Für das Land Berlin liegen sowohl räumlich hoch aufgelöste Daten zur Lärm- und Luftschadstoffbelastung vor als auch zur sozio-ökonomischen Struktur der Bevölkerung. Beide Themengebiete besitzen bereits einzeln ein großes Analysepotential. Werden die Themen kombiniert, kann auch die Fragestellung dieser Arbeit beantwortet werden. Somit wird hier dargestellt, in welchem Umfang die Betroffenheit von verkehrsbedingten Umweltbelastungen ungleichmäßig zwischen sozio-ökonomischen Bevölkerungsgruppen verteilt ist.

In den Abschnitten 5.1 und 5.2 werden die drei Datensätze Lärm, Luftschadstoffe und sozio-ökonomische Statistik separat betrachtet, um einen Überblick über die Struktur innerhalb von Berlin zu geben. Dabei wird die absolute Belastung genauso wie die Bewertung mit externen Kosten dargestellt. In Abschnitt 5.3 werden die Zusammenhänge zwischen den Umweltfolgen und der sozio-ökonomischen Struktur beleuchtet. Bei Verkehrslärm liegt jedoch eine Datenstruktur vor, die die Möglichkeit einer Analyse aus Sicht der sozialräumlichen Verteilung einschränkt. Welche Auswirkungen diese Einschränkungen haben und welche Kompensationen möglich sind, wird in Abschnitt 5.4 diskutiert. Abgeschlossen wird das Kapitel in Abschnitt 5.5 mit einer Evaluation von allgemeinen Entwicklungen und konkreten Maßnahmen aus Perspektive der Umweltgerechtigkeit. Zunächst steht jedoch die Darstellung der absoluten Belastung im Vordergrund.

5.1 Belastungen durch Lärm und Luftschadstoffe

Die Umweltfolgen Verkehrslärm und Luftschadstoffe werden auf zwei Arten dargestellt. Einerseits als absolute Werte, die die Exposition der Bewohner an ihrem Wohnort in Berlin beschreiben. Andererseits mit Hilfe von externen Kosten, die neben der monetären Bewertung den Vorteil bieten, sich grafisch leicht darstellen zu lassen.

5.1.1 Belastete Personen nach Exposition

5.1.1.1 Verkehrslärm

Nach der Strategischen Lärmkarte gibt es in Berlin knapp 600.000 Menschen, die durch Straßenlärm $L_{DEN} > 55$ dB belastet sind. Ab diesem Pegel treten „deutliche Beeinträchtigungen“¹ auf. Werden alle Verkehrslärmquellen energetisch addiert, gibt es 1.000.573 Belastete. Dies entspricht für Straßen- und Gesamtlärm einem Anteil von 17,6 % bzw. 29,6 % der Bevölkerung. Bedingt durch den hohen Anteil an Personen im niedrigen Pegelbereich liegen alle Mittelwerte der Belastungen teilweise deutlich unter 51 dB. In Abbildung 5.1 ist die Verteilung über die jeweiligen Pegelklassen dargestellt.

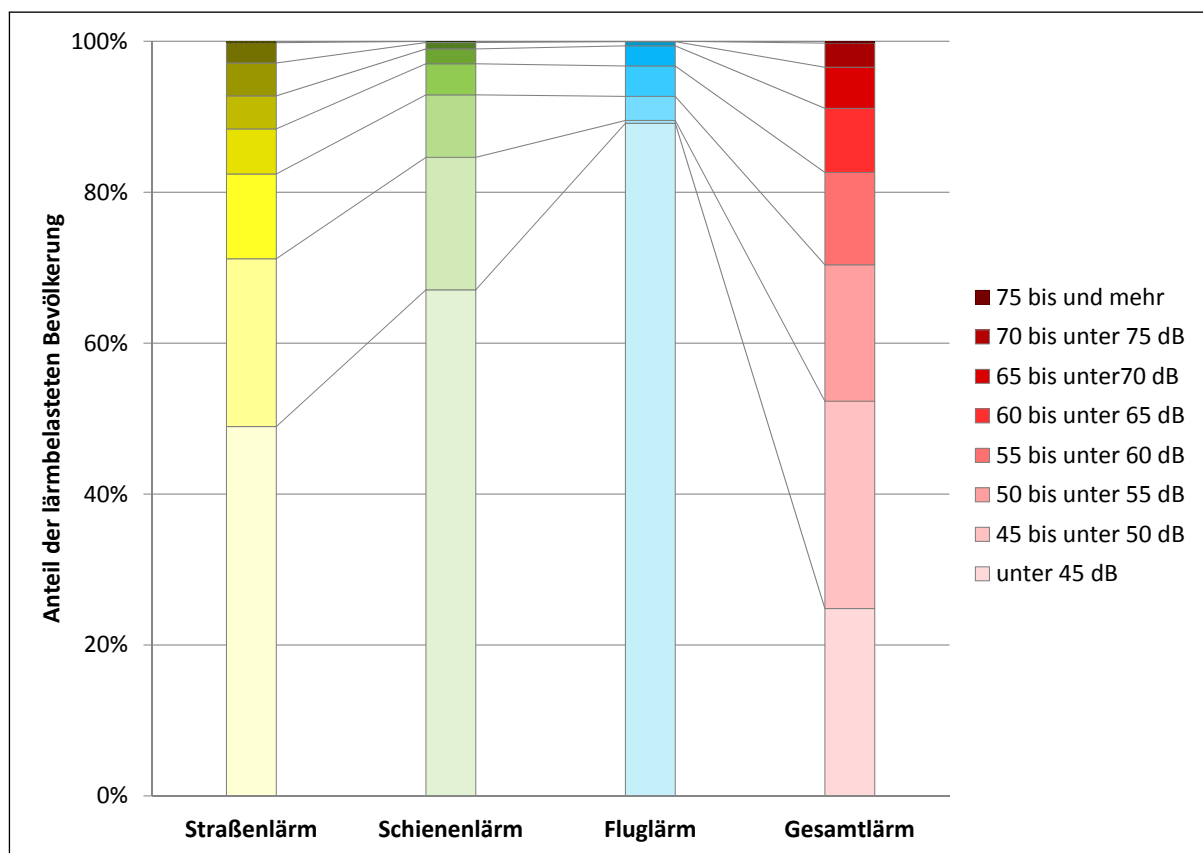


Abbildung 5.1: Anteil der lärmbelasteten Bevölkerung nach Lärmquelle und Pegelkategorie L_{DEN} auf der Ebene der Immissionspunkte in Berlin im Jahr 2012²

Ein Teil der Belasteten ist zwei oder mehr Lärmquellenarten ausgesetzt. Bei Lärmpegeln > 55 dB durch Straßenverkehr sind beispielsweise $\frac{1}{4}$ der Belasteten gleichzeitig weiteren Lärmquellen ausgesetzt (Tabelle 5.1). Mit dem Gesamtlärmpegel wird versucht, diesen Effekt annäherungsweise abzubilden. Bei höheren Lärmpegeln (> 65 dB) liegt vorwiegend eine Einfachbelastung vor.

¹Umweltbundesamt, 2006, S. 2

²Eigene Darstellung; alle folgenden Abbildungen und Tabellen sind ebenfalls eigene Darstellungen; Erläuterung der Farbdarstellung in Anhang A.1.

Tabelle 5.1: Anzahl Lärmbelastete durch kombinierte Lärmquellenarten im Jahr 2012

Lärmquelle	Straßenverkehr	Schienenverkehr	Flugverkehr
<i>Lärmpegel</i> $L_{\text{DEN}} > 55$ dB			
Straßenverkehr	435.488	117.789	40.929
Schienenverkehr		105.857	16.103
Flugverkehr			189.599
<i>Lärmpegel</i> $L_{\text{DEN}} > 65$ dB			
Straßenverkehr	228.010	14.748	1.579
Schienenverkehr		19.535	116
Flugverkehr			18.767

Ein detaillierteres Bild der Verteilung der Lärmbelastung stellt Abbildung 5.2 dar. Deutlich wird, dass die größte Häufigkeit im Lärmpegelbereich von 40 bis 45 dB liegt. Rechnerisch ergeben sich teilweise eindeutige Modellierungsartefakte bis hinunter zu 349 Personen, die einem Lärmpegel von 1 bis 2 dB durch Schienenverkehr ausgesetzt sind. Beim Gesamtverkehr treten die ersten Belasteten bei 10 dB auf. Selbst ohne städtische Nebengeräusche sind derartige Pegel praktisch nicht wahrnehmbar. Beim Flugverkehr treten solche niedrigen Pegel nicht auf, da unterhalb der 45 dB-Schwelle keine Lärmpegel berechnet wurden. Die höchsten modellierten Lärmpegel liegen bei 84 dB im Schienenverkehr, 83 dB im Straßenverkehr und 75 dB im Flugverkehr. Derart hohe Pegel, bei denen an Arbeitsplätzen bereits Gehörschutz zur Verfügung gestellt werden muss, treten bei Eisenbahnstrecken an Gebäuden auf, die direkt an das Lichtraumprofil der Strecke angrenzen. Im Straßenverkehr sind es Gebäude entlang der Stadtautobahnen, speziell der A 100.

Beim Straßen- und Schienenlärm gibt es trotz mindestens einer verlärmten Fassade vielfach ruhigere Gebäudeteile. Entsprechend der Berechnungsvorgaben der Strategischen Lärmkarte werden die Gebäudebewohner gleichmäßig auf alle Immissionspunkte verteilt. Somit sind einige Bewohner bei einem nur teilweise verlärmten Gebäude auch niedrigeren Lärmpegeln zugeordnet. Mit dieser pauschalen Annahme kann der Nutzungsrealität nur bedingt Rechnung getragen werden und es sind folgende Verteilungen möglich:

- Bei großen Gebäuden können ganze Wohnungen vollständig verlärmte sein, während gleichzeitig andere Wohnungen im Gebäude relativ ruhig liegen.
- Wohnungen können sich durch das gesamte Gebäude ziehen, sodass in einer Wohnung gleichzeitig verlärmte Bereiche und ruhigere Rückzugsräume vorhanden sind. Die Frage, ob gerade die schutzbedürftigen Bereiche wie Wohn- und Schlafzimmer ruhig liegen,

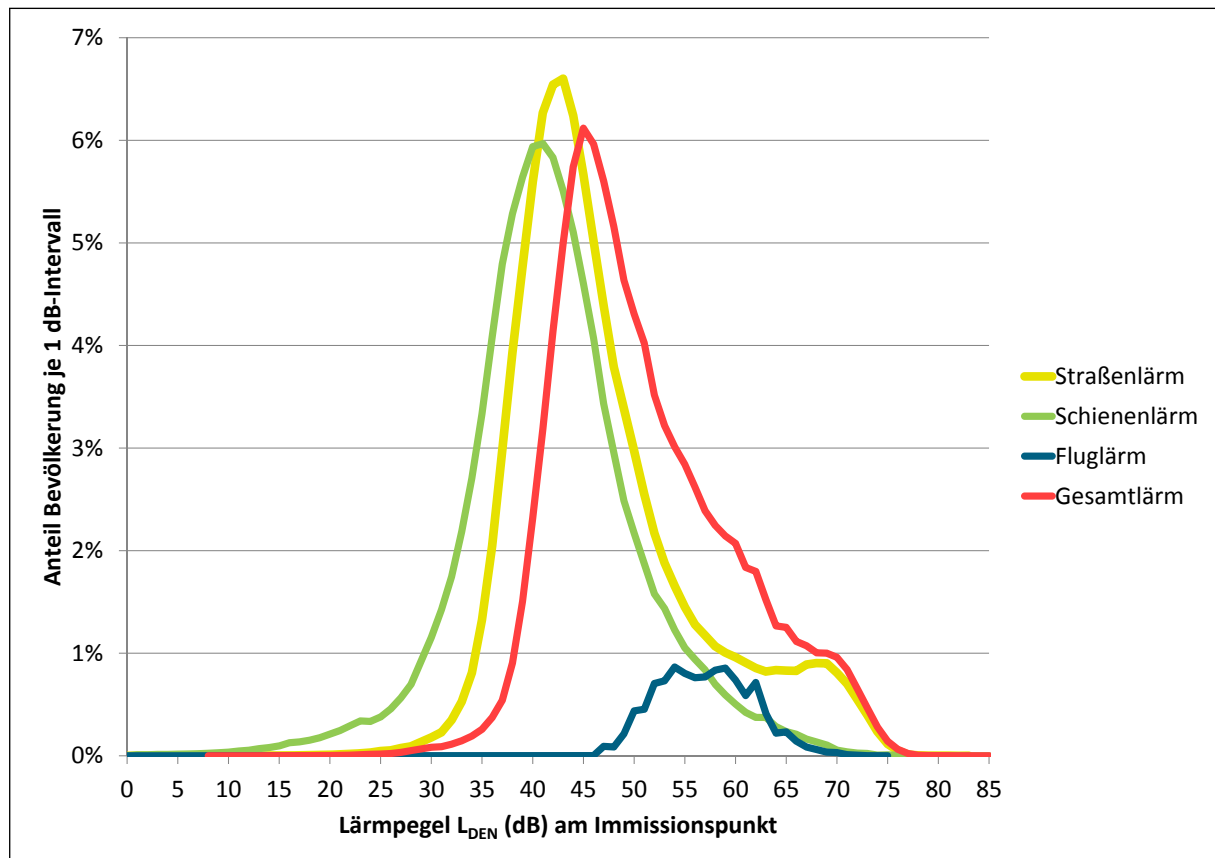


Abbildung 5.2: Verteilung der lärmbelasteten Bevölkerung nach Lärmquelle auf der Ebene der Immissionspunkte in Berlin im Jahr 2012

kann kaum beantwortet werden und es lassen sich höchstens im Einzelfall Tendenzen anhand der Baupoeche ableiten.

- Spezielle Bebauungsstrukturen wie die in Berlin typischen Hinterhäuser verursachen schwer zu erfassene Sonderformen.

Anstelle der wohnortbezogenen Auswertung auf der Ebene der Immissionspunkte ist auch die Auswertung auf der Gebäudeebene möglich. Die Strategische Lärmkarte 2012 beinhaltet 289.154 Gebäude mit einem dazugehörigen Adressbezug. Jedes Gebäude besitzt im Durchschnitt 24 Immissionspunkte.³ Zwischen den Immissionspunkten der Gebäude ist die Streuung der Lärmpegel hoch. Tabelle 5.2 zeigt Kennzahlen der Differenz zwischen Minimal- und Maximalpegeln bei Gebäuden. Die Unterschiede zwischen den einer Lärmquelle zugewandten und abgewandten Immissionspunkten werden besonders deutlich bei Straßenlärm. Im Gegensatz dazu wirkt Fluglärm mit seinen sehr breiten Isophonen sehr gleichmäßig auf das gesamte Gebäude. Beim Gesamtverkehr beträgt die Differenz innerhalb eines Gebäudes im Maximum 43 dB.

Zur Untersuchung von Zusammenhängen zwischen der sozio-ökonomischen Bevölke-

³5 %-Perzentil: 6 Punkte / 95 %-Perzentil: 65 Punkte

Tabelle 5.2: Abweichungen zwischen Minimal- und Maximalpegel an Immissionspunkten der Gebäude

Kennzahl	Straßenverkehr	Schienenverkehr	Flugverkehr	Gesamtverkehr
Anzahl Gebäude N	284.183	278.911	30.867	284.157
Mittelwert (dB)	8,65	7,05	0,13	7,31
Median (dB)	6,64	6,08	0,09	5,47
Standardabweichung (dB)	6,71	4,42	0,50	6,38

rungsstruktur und der kleinräumig variierenden Lärmbelastung spielt die Analyseebene eine große Rolle. Auf der Immissionspunktebene ist ein Bevölkerungsteil einer eigentlich verlärmten Straße häufig deutlich geringer belastet. Jeglicher möglicher Zusammenhang zwischen Lärm und Bevölkerungsstruktur wird dadurch weniger deutlich, da es bei vielen hohen Lärmpegeln in unmittelbarer Nachbarschaft (Straßenabschnitt) auch Immissionspunkte gibt, die unterhalb jeglicher Belastungsgrenze liegen. So ist beispielsweise bei vielen Gebäuden die Frontfassade stark verlärmte, während die drei verbleibenden Fassaden gut gegen Straßen- und Schienenlärm abgeschirmt sind.

Deshalb werden bei allen folgenden Analysen von Lärmpegeln die Maximalpegel auf der Gebäudeebene betrachtet. Dabei liegt die Annahme zu Grunde, dass bei der Wohnstandortwahl der lauteste Gebäudeteil unabhängig von der eigentlichen Wohnungslage und der entsprechenden Lärmbelastung eine entscheidende Rolle spielt. Darunter fällt auch, dass mindestens Teile des weiteren Wohnumfelds durch Lärm belastet sind und somit die Aufenthaltsqualität eingeschränkt ist.

Die Verteilung der Lärmbelastung auf die Bevölkerung anhand der Maximalpegel kann Abbildung 5.3 entnommen werden. Der Median der Straßenlärmbelastung liegt bei 51,9 dB (Gesamtlärm: 56 dB). Insgesamt sind fast 40 % der Bevölkerung durch Straßenlärm ab 55 dB belastet (Gesamtlärm: 54 %), für etwa 29 % der Bevölkerung beträgt die Straßenlärmbelastung 60 dB und mehr (Gesamtlärm: 37 %).⁴ Die Belastung durch Schienen- und Fluglärm mit mehr als 55 dB an der am stärksten verlärmten Fassade betrifft mit 17 % respektive 7 % deutlich weniger Menschen. Beim Vergleich zu der auf Immissionspunkten basierenden Betrachtung steigt der Anteil der Belasteten deutlich an. Bei Gesamtlärm über 55 dB beträgt der Anstieg beispielsweise 24 Prozentpunkte.

⁴Diese Werte weichen von den veröffentlichten Belastetenzahlen in (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, 2012a) ab, da in dieser Arbeit maximale Gebäudepegel zu Grunde gelegt werden.

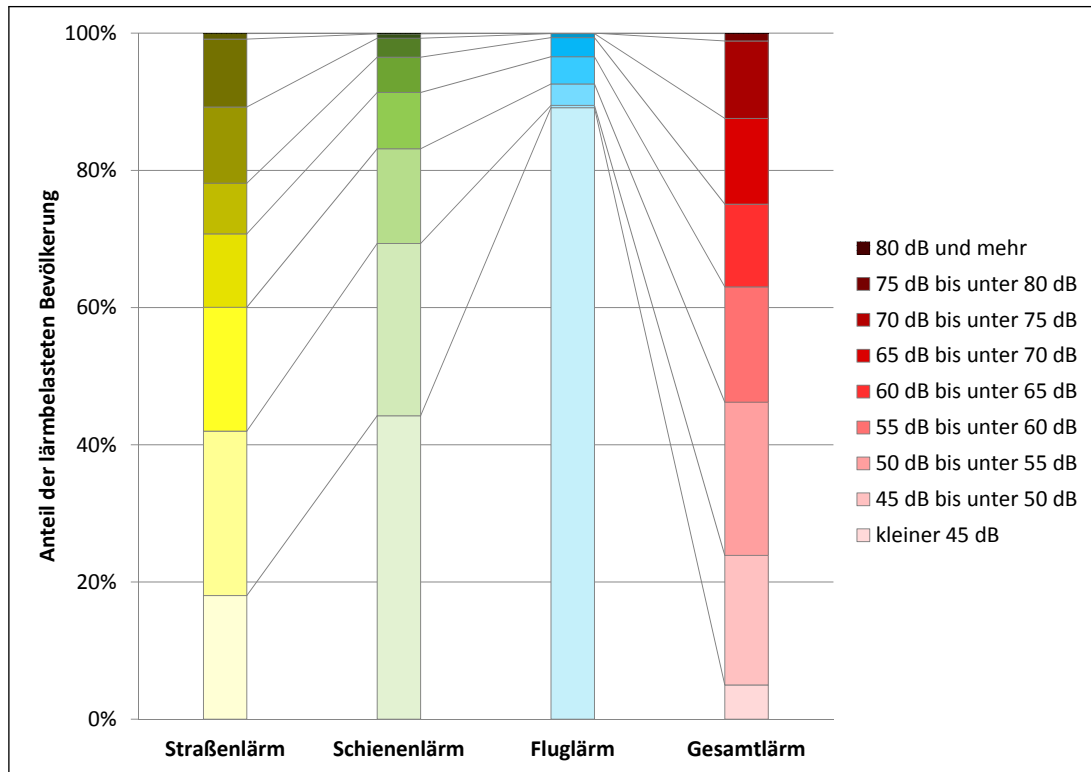


Abbildung 5.3: Anteil der lärmbelasteten Bevölkerung nach Lärmquelle und Pegelkategorie L_{DEN} auf der Ebene der maximalen Gebäudepegel in Berlin im Jahr 2012

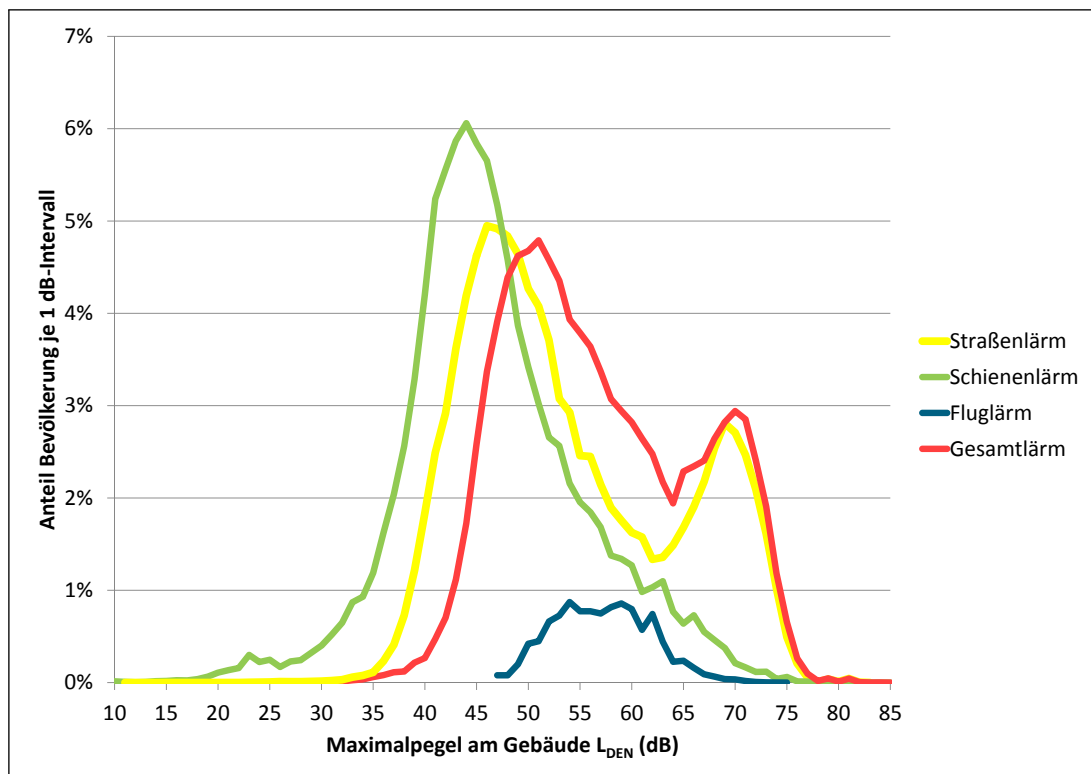


Abbildung 5.4: Verteilung der lärmbelasteten Bevölkerung nach Lärmquelle auf der Ebene der maximalen Gebäudepegel in Berlin im Jahr 2012

Bei noch feinerer Intervallabgrenzung der Lärmbelastung werden Besonderheiten bei den maximalen Gebäudepegeln deutlich (Abbildung 5.4). Bei Straßen- und Gesamtlärm tritt eine zweigipflige (bimodale) Verteilung auf. Dieser Effekt ist typisch für die Gebäudeebene und tritt beispielsweise ebenfalls bei der Strategischen Lärmkarte in Dresden auf. Die beiden Gipfel lassen sich auf die unvollständige Berücksichtigung von Straßenlärmissionen (Kapitel 4.4) zurückführen. Entlang der Hauptverkehrsstraßen treten Lärmpegel $L_{\text{DEN}} > 67$ dB auf. Selbst in größerer Entfernung gibt es sehr viele Gebäude, die immer noch mit Lärmpegeln bis zu $L_{\text{DEN}} = 57$ dB durch das Hauptverkehrsstraßennetz belastet werden. In dem schmalen Korridor dazwischen gibt es nur wenige Gebäude, bei denen Lärmpegel in dem dazwischen liegenden Intervall auftreten (Abbildung 5.5). Zu beachten ist erneut, dass Lärmpegel $L_{\text{DEN}} < 45$ dB eine begrenzte Aussagekraft haben.

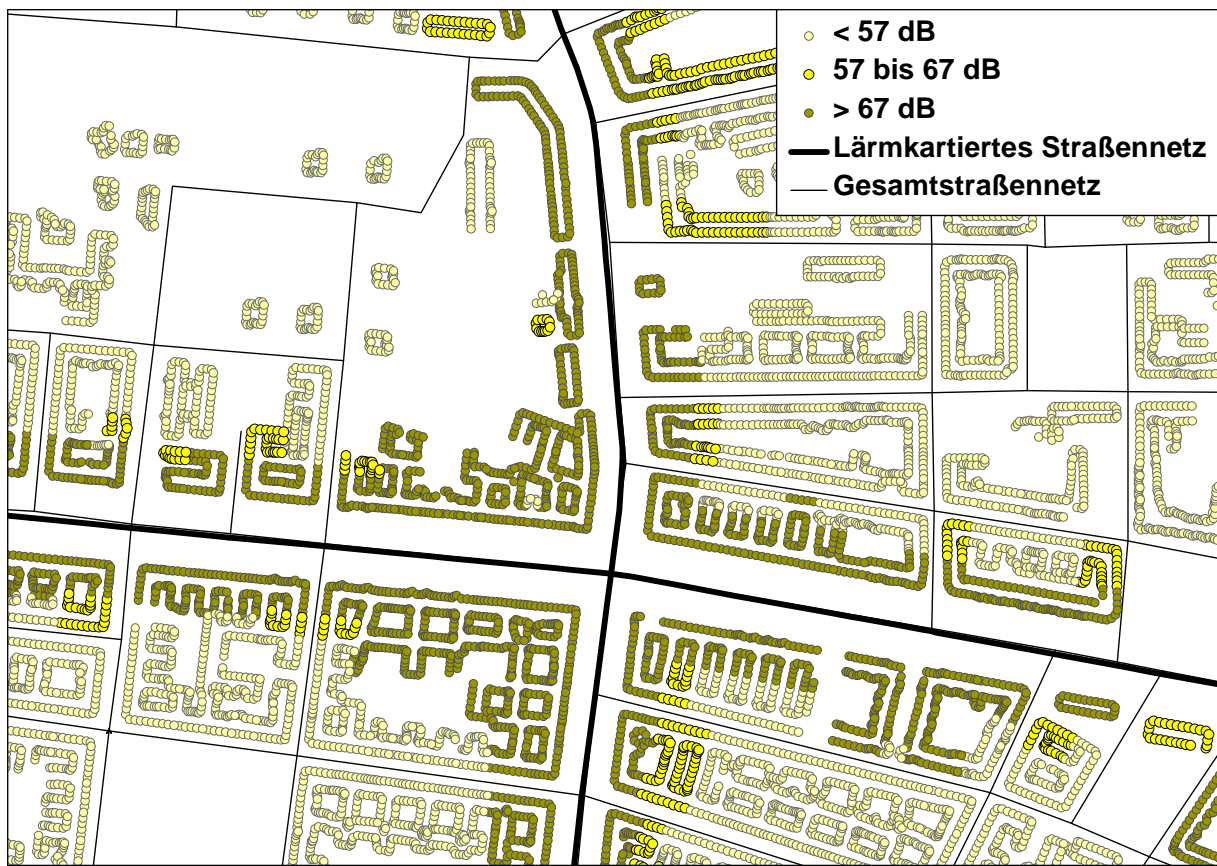


Abbildung 5.5: Räumliche Verteilung der maximalen Straßenlärmpegel auf Gebäudeebene am Beispiel des Knotenpunktes Bornholmer Str./Schönhauser Allee in Pankow

5.1.1.2 Luftschadstoffe

Nach der Immissionsmodellierung im Rahmen der Luftreinhalteplanung gibt es in Berlin nur 257.000 bzw. 36.000 Menschen, die an ihrem Wohnort einer NO_2 bzw. $\text{PM}_{2,5}$ -Belastung von weniger als $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ausgesetzt sind.⁵ Bei NO_2 sind 81.000 Menschen von Belastungen oberhalb des gesetzlichen Grenzwertes zum Gesundheitsschutz betroffen. Bei $\text{PM}_{2,5}$ liegt bei knapp 142.000 Menschen eine Überschreitungen des Zielwertes zum Gesundheitsschutz vor (Abbildungen 5.6a und 5.6b).

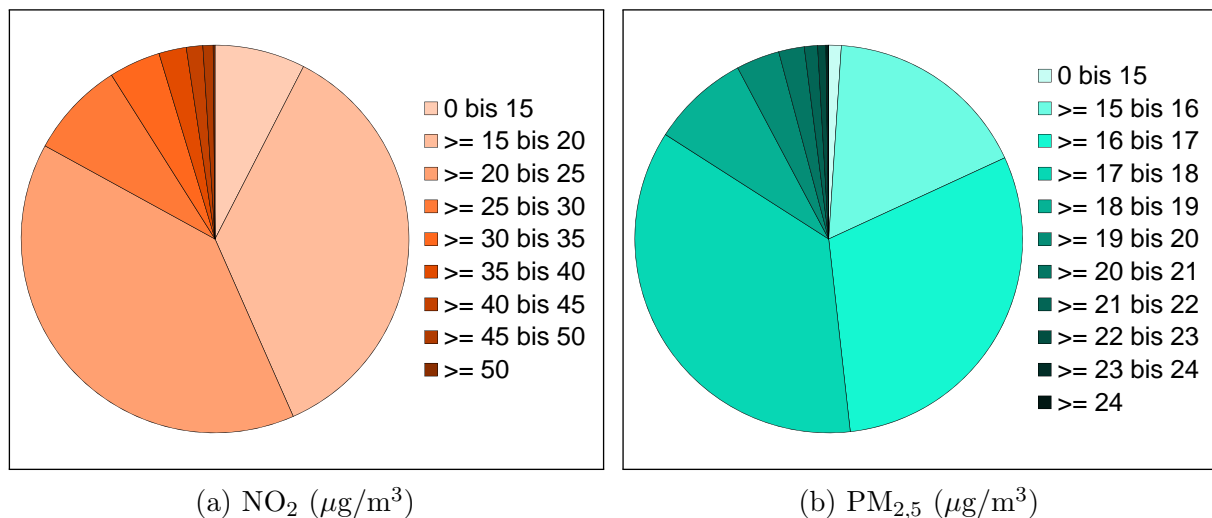


Abbildung 5.6: Luftschadstoffbelastung der Bewohner nach Belastungsstufen in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in Berlin im Jahresmittel 2009

Der Zusammenhang zwischen den beiden Luftschadstoffen NO_2 bzw. $\text{PM}_{2,5}$ ist auf der Ebene aller Straßenabschnitte sehr stark. Der Korrelationskoeffizient liegt bei $r_s = 0,80$,⁶ was einer sehr starken Korrelation entspricht. Anders als bei Verkehrslärm sind damit fast alle Belasteten auch beiden Schadstoffen ausgesetzt.

Zu dem starken Zusammenhang trägt bei, dass bei Luftschadstoffen die Datenstruktur nicht so kleinräumig aufgelöst vorliegt wie bei Verkehrslärm. Anstelle einer Vielzahl von Immissionspunkten je Gebäude liegen die Daten auf der Straßenabschnittsebene vor. Gerade bei geschlossener Bebauung gibt es in der Realität zwar auch Unterschiede zwischen der Straßenseite und der Rückseite. Im Modell muss dies allerdings verallgemeinert werden und es wird der höhere, für den reinen Straßenkorridor modellierte Wert für alle Einwohner angenommen. Entsprechend korrespondieren die Luftschadstoffdaten eher mit dem Auswerteanatz von Maximallärmpegeln auf der Gebäudeebene.

⁵Die Zahlen basieren auf der Methodik in Kapitel 4.2.3.1. Entsprechende Auswertungen sind nicht Teil der Luftreinhalteplanung.

⁶nach Pearson, Signifikanzniveau (zweiseitig) $p < 0,01$.

5.1.2 Externe Kosten

5.1.2.1 Verkehrslärm

Die externen Kosten durch Verkehrslärm liegen in Berlin im Jahr 2012 insgesamt bei etwa 127 Mio. Euro (UBA-Kostensätze: 144 Mio. Euro). Der größte Beitrag dazu geht vom Straßenverkehr aus, gefolgt vom Flug- und Schienenverkehr (Abbildung 5.7). Die Unterschiede zwischen den externen Kosten und den Kostensätzen des Umweltbundesamtes sind bedingt durch den unterschiedlichen Funktionsverlauf (Anhang A.9). Bei den eigenen Kostensätzen werden zwar hohe Lärmpegel überproportional stark monetarisiert. Im niedrigen Pegelbereich oberhalb der Bewertungsschwelle von 50 dB liegen jedoch die UBA-Kostensätze deutlich höher.

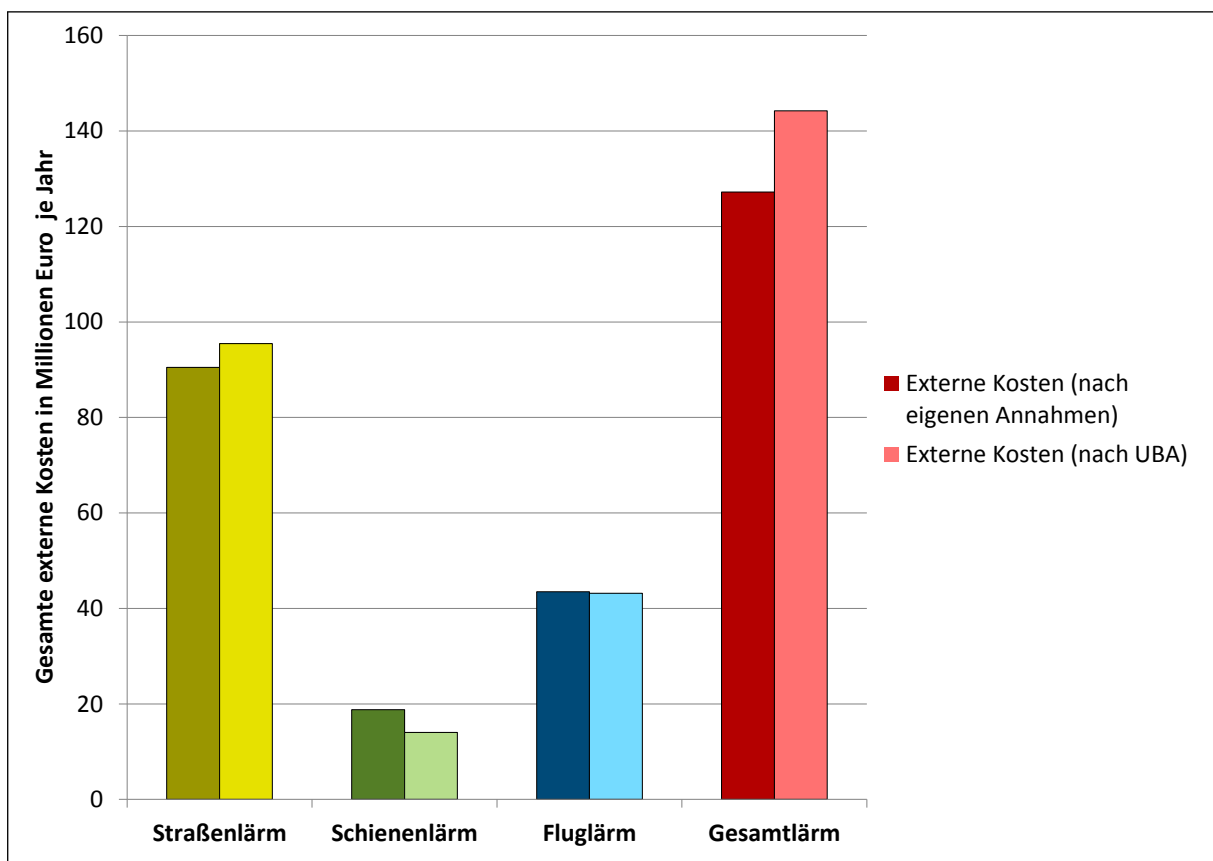


Abbildung 5.7: Summe der jährlichen externen Lärmkosten (Euro) nach Verkehrsträger im Jahr 2012 (links: eigene Berechnungen; rechts: Kostensätze nach UBA)

Zur weiteren Einordnung dieser Werte sind einige Vergleichszahlen hilfreich:

- Lärm verursacht in Berlin jährliche Kosten in Höhe von 38 Euro je Einwohner.
- Die Summe der jährlichen externen Lärmkosten in Höhe von 127 Mio. Euro entspricht 0,12 % des Berliner BIP. Dieser Anteil deckt sich mit Anteilen anderer Studien zu

externen Kosten des Verkehrs.⁷

- Der Berliner Senat finanziert kurzfristige Maßnahmen der Lärmaktionsplanung. Zwischen 2008 und 2013 sollten nach Lärmaktionsplan jährlich⁸ durchschnittlich 5,23 Mio. Euro im Rahmen der Investitionsplanung bzw. laufender Programme ausgegeben werden. Im direkten Rahmen des Lärmaktionsplans sollten jährlich 170.000 Euro zusätzlich aufgewendet werden.⁹

5.1.2.2 Luftschadstoffe

Die externen Kosten durch Luftschadstoffe des Verkehrs und aus sonstigen Quellen liegen in Berlin im Jahr 2009 bei insgesamt 1,885 Mrd. Euro. Entsprechend der verwendeten Kostensätze werden 802 Mio. Euro durch NO₂ und 1.043 Mio. Euro durch PM_{2,5} verursacht. Wie bei Verkehrslärm helfen bei der Einordnung der Zahlen folgende Bezüge:

- Luftschadstoffe verursachen in Berlin jährliche Kosten in Höhe von 528 Euro je Einwohner.
- Die Summe der jährlichen externen Kosten durch Luftschadstoffe in Höhe von 1,885 Mrd. Euro entspricht 1,77 % des Berliner BIP. Dieser Anteil wiederum entspricht etwa dem Vierfachen der emissionsbasierten Schätzungen in anderen Studien.¹⁰ Die höheren Werte sind auf das immissionsgestützte Verfahren zurückzuführen, das anders als in sonstigen Studien auch nicht-verkehrsbedingte Luftschadstoffanteile einschließt.
- Die Gesamtkosten für die knapp 60.000 im Rahmen der Einführung und Verschärfung der Umweltzone nachgerüsteten Kraftfahrzeuge in Berlin können bei Annahme von 1000 Euro Nachrüstkosten je Fahrzeug auf etwa 60 Mio. Euro geschätzt werden. In Kombination mit der beschleunigten Modernisierung der Fahrzeugflotte konnte mit der Umweltzone eine Immissionsminderung um ca. 2 µg/m³ bzw. 7 % erreicht werden.¹¹

5.1.2.3 Zusammenhang zwischen Lärm und Luftschadstoffen

Beide betrachtete Umweltwirkungen werden durch Straßenverkehr verursacht. Bei Lärm wird allein der Verkehrslärm betrachtet, während die innerstädtische Verteilung von Luftschadstoffen in hohem Maße vom Verkehr beeinflusst wird. Obwohl die absolute Höhe der externen Kosten durch Luftschadstoffe um etwa Faktor 15 über den externen Kosten

⁷van Essen u. a., 2011

⁸Die Kosten werden als Summe für alle Maßnahmen dargestellt. Es wird eine Realisierung innerhalb der Laufzeit von 5 Jahren angenommen. Dies entspricht weitestgehend dem Umsetzungsstand Anfang 2014.

⁹Umweltbundesamt, 2006, S. 94

¹⁰z. B. van Essen u. a., 2011

¹¹Rauterberg-Wulff u. Lutz, 2011, S. 13, 35

durch Lärm liegt, weist die innerstädtische Verteilung beider Umweltwirkungen speziell beim Straßenverkehr einen hohen Zusammenhang auf (Tabelle 5.3).

Am größten ist der Zusammenhang zwischen den externen Kosten durch NO_2 und Straßenlärm mit einem Korrelationskoeffizienten von $r_s = 0,62$. Hier wird die höhere Abhängigkeit der NO_2 -Immissionen von lokalen Straßenverkehrsemissionen im Vergleich zu $\text{PM}_{2,5}$ deutlich. Zusammenhänge mit anderen Lärmquellen sind nicht feststellbar, sodass die Korrelationskoeffizienten zwischen Gesamtlärm und Luftschadstoffen unter $r_s = 0,50$ liegen.

Würden die externen Kosten durch Verkehrslärm und Luftschadstoffe addiert, würden die Luftschadstoffe wegen ihres höheren Kostenniveaus dominieren. Im weiteren Verlauf wird deshalb weiterhin eine getrennte Betrachtung der Umweltwirkungen erfolgen.

Tabelle 5.3: Rangkorrelationskoeffizienten r_s zwischen externen Kosten durch Verkehrslärm und externen Kosten durch Luftschadstoffe auf der Straßenabschnittsebene. Die Grundgesamtheit N umfasst zwischen 1.283.548 und 2.895.237 Einwohner. Signifikanzniveau (zweiseitig) immer $p < 0,01$.

Belastung	Straßenlärm	Schienenlärm	Fluglärm	Gesamtlärm
NO_2	0,621	0,055	-0,005	0,494
$\text{PM}_{2,5}$	0,578	0,054	0,066	0,459
Summe Luftschadstoffe	0,602	0,054	-0,007	0,478

5.1.3 Räumliche Verteilung der externen Kosten

Die räumliche Analyse ist mit Hilfe von Lärmpegeln nicht durchführbar, da unterschiedliche Belastetenzahlen und Pegelniveaus nicht aggregierbar sind. Stattdessen erlauben externe Kosten eine leichte Vergleichbarkeit von räumlichen Einheiten untereinander. Auch bei Luftschadstoffen lässt sich leicht die Beziehung zwischen Schadstoffkonzentrationen und Bevölkerungsdichte herstellen.

Die kleinste für die städtische Planung in Berlin verwendete räumliche Einheit sind die 447 PLR, von denen 434 als bewohnt gelten. Auf deren Basis werden die externen Kosten, die bisher bei Lärm auf der Immissionspunktebene vorliegen, lagebezogen aufaddiert. Entsprechend wird auch bei den auf der Straßenabschnittsebene vorliegenden Luftschadstoffen vorgegangen. Für die Auswertung wird je nach Belastung durch Gesamtkosten bzw. Kosten je Einwohner eine Rangfolge ermittelt, die der Zuordnung der PLR zu Gruppen von jeweils 10 Prozent (Dezile) dient. Den PLR in den beiden niedrigsten Dezilen wird die Kategorie „sehr niedrig/niedrig“ zugeordnet, dagegen den PLR in den beiden höch-

ten Dezilen die Kategorie „hoch“ bzw. „sehr hoch“. Die mittleren sechs Dezile werden als „mittel“ eingestuft. Die exakten Dezilabgrenzungen sind in Anhang A.16 dargestellt.

5.1.3.1 Verkehrslärm

Neben der Differenzierung nach Lärmquellen muss zwischen zwei wesentlichen Betrachtungsformen unterschieden werden: Einerseits zwischen der Darstellung der Summe der externen Kosten, die sich aus dem Produkt der Belastetenzahl und der Exposition ergibt, andererseits zwischen der möglichen Darstellung der durchschnittlichen externen Kosten je Einwohner. Ersteres dient der Identifikation von PLR, die auf Grund der Bevölkerungsdichte und der Lärmbelastung besonders stark betroffen sind. Besonders bei den hoch belasteten PLR lassen sich daraus großräumige Handlungsschwerpunkte für die Lärminderungsplanung und Stadtplanung ableiten. Dagegen sind die externen Kosten je Einwohner gerade aus der Perspektive der Umweltgerechtigkeit hilfreich, da sie die individuelle Belastung der einzelnen Bewohner widerspiegeln.

Bei der Summe der externen Kosten durch Straßenlärm gibt es einen Anstieg vom Stadtrand in Richtung Stadtzentrum. Wird der Gesamtverkehr betrachtet, verändert sich das Bild grundlegend. Stadtrandlagen bleiben niedrig belastet, aber es treten auch hohe Belastungen in den Einwirkungsbereichen der Flugrouten vom Flughafen TXL auf (Anhang A.17). Beim Gesamtlärm ist zu einem geringeren Anteil auch der Schienenverkehr eingeflossen, der höhere Belastungen gerade im östlichen Teil der Stadt aufweist, die u. a. durch das dortige Straßenbahnnetz verursacht werden.

Werden die externen Kosten je Einwohner betrachtet, sind Stadtrandlagen durch Straßenlärm vergleichsweise wenig belastet. Am äußeren Rand der Berliner Ringbahn und innerhalb der Ringbahn liegen hohe Belastungen vor. Wird der Lärm des Gesamtverkehrs betrachtet, liegen viele sehr hoch belastete PLR im Bereich des Flughafens TXL (Abbildung 5.8). Hier liegen auch die 5 am stärksten belasteten PLR, die externe Kosten von bis über 200 Euro je Einwohner und Jahr aufweisen. Gerade durch den Vergleich von Straßenverkehr und Gesamtverkehr wird die Bedeutung der geplanten Schließung des Flughafens TXL für die innerstädtische Lärmbelastung deutlich.

5.1.3.2 Luftschadstoffe

Die Daten der Luftschadstoffbelastung durch NO_2 und $\text{PM}_{2,5}$ liegen allein auf der Straßenabschnittsebene vor. Ein lagebezogenes Aggregieren auf der PLR-Ebene ist nur unter Berücksichtigung von Puffern entlang der PLR-Grenzen möglich (Kapitel 4.2.3.3).

Das Gefälle bei der Höhe der externen Kosten vom Stadtzentrum in Richtung Stadtrand ist bei Gesamtkosten und Kosten je Einwohner deutlich. Die Belastungsschwerpunkte bei

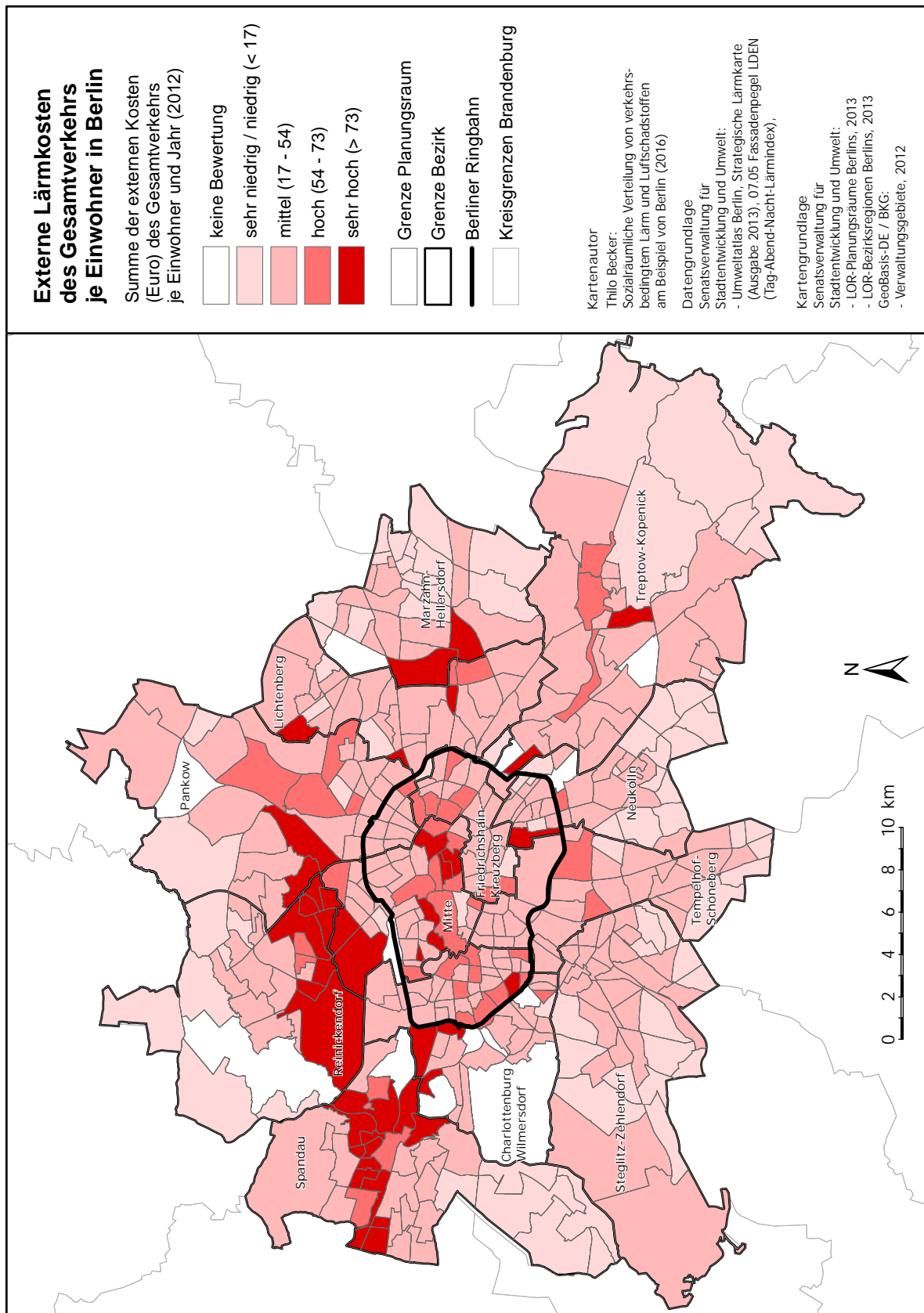


Abbildung 5.8: Externe Kosten (Euro) des Gesamtlärms je Einwohner und Jahr (2012)

Kosten je Einwohner liegen fast alle innerhalb der Umweltzone, die dem Verlauf der Ringbahn entspricht (Abbildung 5.9). Werden dagegen die Gesamtkosten betrachtet, verschieben sich aufgrund der teilweise geringeren Einwohnerzahl innerhalb des Stadtzentrums die Belastungsschwerpunkte auch in Bereiche außerhalb der Umweltzone (Anhang A.19). So gehören alle PLR in der Kategorie „sehr hoch“ zu den 43 PLR mit den höchsten Einwohnerzahlen.

5.2 Sozio-ökonomische Daten

Sozio-ökonomische Merkmale von Bevölkerungsgruppen können durch eine Vielzahl verschiedener Variablen beschrieben werden. In sozialwissenschaftlichen Umfragen und Studien werden oft Geschlecht, Alter, Staatsbürgerschaft, Familienstand, Bildungsniveau, Erwerbstätigkeit, Ausstattung mit technischen Geräten oder Angaben zum Haushaltseinkommen u. Ä. verwendet.¹² Teilweise erfolgt auch eine Integration mehrerer einzelner Variablen zu einem aggregierten Gesamtindikator, z. B. der sozialen Schicht. Für Berlin wurde ein derartiger Indikator bereits im Rahmen des Monitoring Soziale Stadtentwicklung¹³ entwickelt. Einen Schritt weiter gehen Ansätze zur Beschreibung der Sozialstruktur anhand sozialer Milieus, mit den versucht wird, neben den demografischen Eigenschaften die reale Lebenswelt mit Werten und Einstellungen abzubilden.

Ziel in diesem Kapitel ist die Auswertung und Beschreibung der sozio-ökonomischen Daten der amtlichen Statistik auf Basis der Wohnorte. Darüber hinaus soll eine Einordnung erfolgen, ob und in welchem Umfang sich die wenigen verfügbaren Variablen zur repräsentativen Beschreibung der sozio-ökonomischen Struktur eignen.

5.2.1 Struktur der Bevölkerung

Aus ethnischer Sicht spiegeln sich in Berlin Migrationsprozesse wider, die teilweise 100 Jahre zurückreichen und speziell durch die vier Jahrzehnte der Teilung geprägt sind. Von den 3.469.621 melderechtlich registrierten Einwohnern in Berlin (2012) sind 14,5 % Ausländer und insgesamt 27,4 % besitzen einen Migrationshintergrund.¹⁴ Im bundesdeutschen Vergleich mit Großstädten über 500.000 Einwohner ist dieser Wert etwas niedriger. Der Durchschnitt der Menschen mit Migrationshintergrund (Migrationsquote) liegt dort bei 28,6 %. In Städten wie Frankfurt/Main (43,4 %), Nürnberg (37,4 %), Stuttgart (38,1 %)

¹²Statistisches Bundesamt, 2010b, S. 8-20

¹³Häußermann u. a., 2012

¹⁴Amt für Statistik Berlin-Brandenburg, 2013b, Tabelle 7

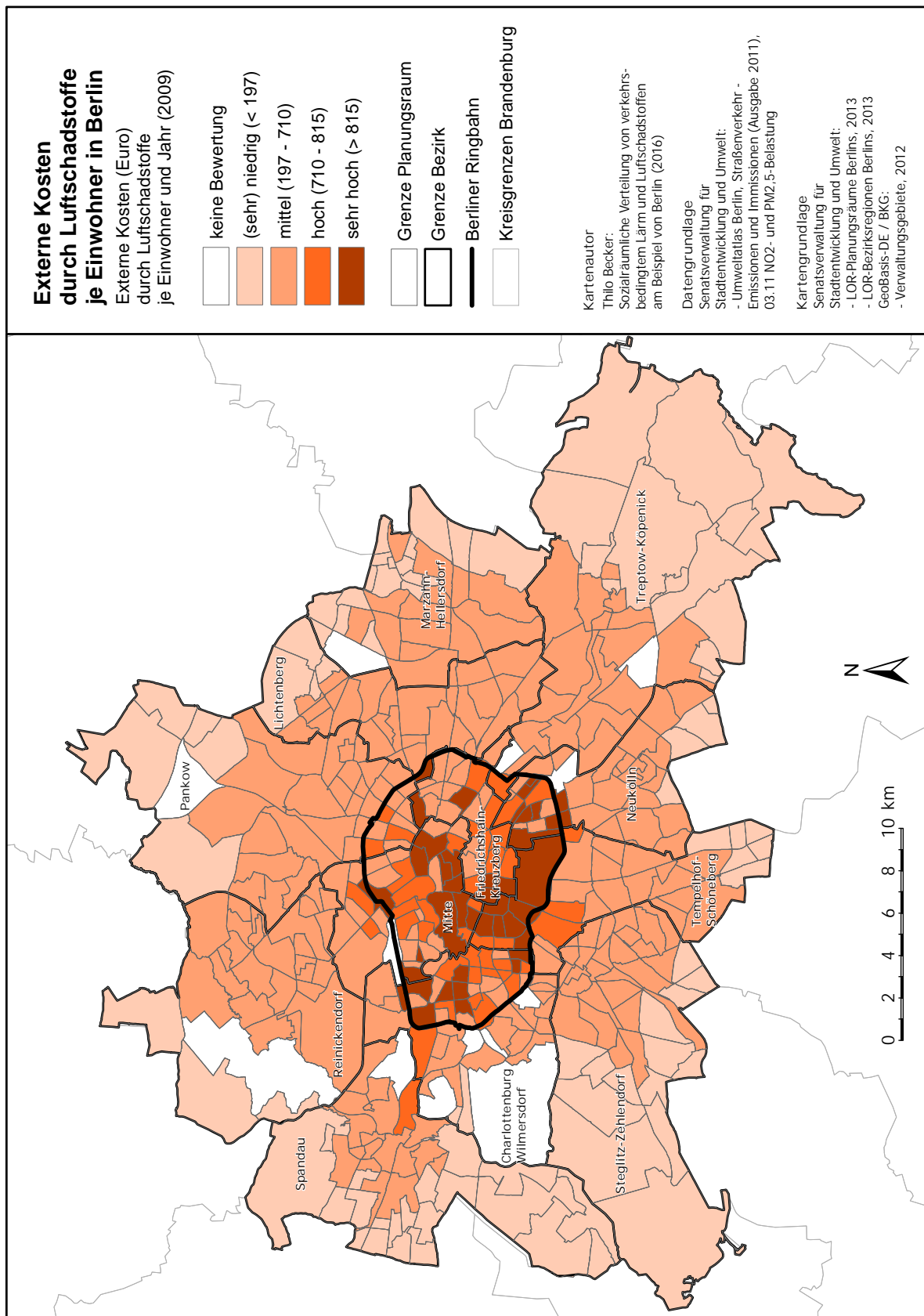


Abbildung 5.9: Externe Kosten (Euro) durch Luftschadstoffe (NO₂ und PM_{2,5}) je Einwohner und Jahr (2009)

oder München (36 %) liegt die Migrationsquote deutlich darüber.¹⁵

Die Menschen mit Migrationshintergrund sind vergleichsweise jung: Der Altersdurchschnitt liegt bei 34 Jahren im Vergleich zu 46 Jahren bei Deutschen ohne Migrationshintergrund. Entsprechend liegt der Anteil der unter 18-Jährigen bei 24,1 %, während dieser Anteil bei Deutschen ohne Migrationshintergrund bei 11,4 % liegt.¹⁶

Werden die Herkunftsländer betrachtet, fallen hohe Anteile einzelner Länder auf. Türkischstämmige Menschen, die seit 1961 im Rahmen der Arbeitskräfteanwerbung speziell in den Westteil der Stadt einwanderten,¹⁷ stellen mit 19 % den größten Anteil eines einzelnen Landes dar (Abbildung 5.10). Polen (11 %), das ehemalige Jugoslawien (7 %) und die Länder der ehemaligen Sowjetunion (12 %) spielen ebenfalls eine große Rolle.

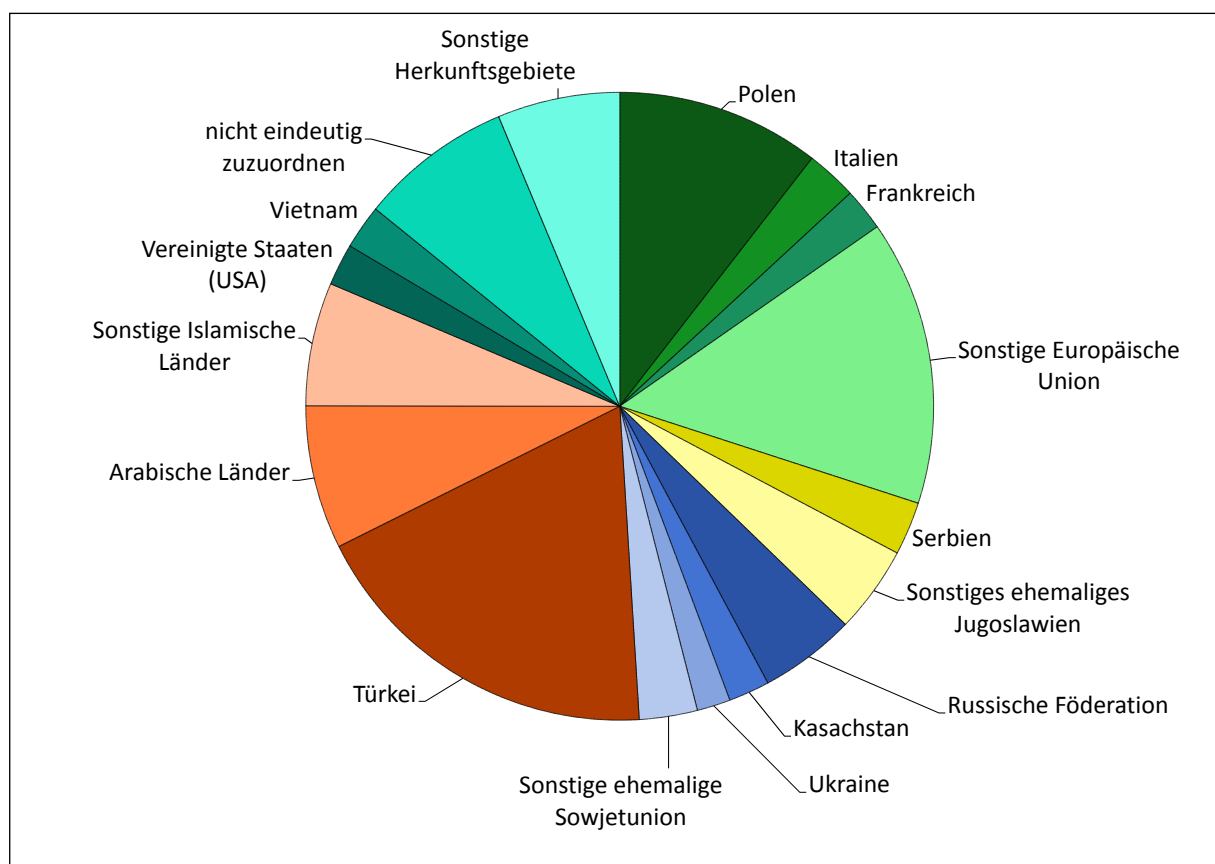


Abbildung 5.10: Herkunftsgebiete der Einwohner mit Migrationshintergrund in Berlins im Jahr 2012¹⁸

Die Motive für eine Einwanderung nach Deutschland sind sehr unterschiedlich. Entsprechend heterogen ist auch der sozio-ökonomische Status in Deutschland. Ein Motiv

¹⁵Statistische Ämter des Bundes und der Länder, 2013, Tabelle 1; Die Angaben beziehen sich auf den Mikrozensus und weichen somit vom Berliner Melderegister ab (Mikrozensus Berlin: 24,8 %). Bezugsjahr ist 2011.

¹⁶Amt für Statistik Berlin-Brandenburg, 2013b, Tabelle 11 und 12

¹⁷Gyapay, 2012, S. 48

¹⁸Datenquelle: Amt für Statistik Berlin-Brandenburg, 2013b, Tabelle 9

kann Armutsmigration sein, die durch einen großen Unterschied bei der wirtschaftlichen Entwicklung zwischen den Herkunftsländern und Deutschland mitbeeinflusst wird. Als Proxy für den Entwicklungsstand wird der HDI der Herkunftsländer analysiert (Abbildung 5.11). Aus Ländern mit „sehr hoher menschlicher Entwicklung“ stammen 37 % der Menschen mit Migrationshintergrund. Der Anteil der Einwohner aus Ländern mit „hoher menschlicher Entwicklung“ wie etwa Russland oder der Türkei liegt bei 49 %. Auf „mittlere“ bzw. „niedrige menschliche Entwicklung“ entfallen nur 11 % bzw. 3 % der Einwohner mit Migrationshintergrund. Ebenfalls 3 % der Einwohner stammen aus Ländern mit einem höheren HDI als Deutschland. Insgesamt ist festzustellen, dass mehr als die Hälfte der Menschen mit Migrationshintergrund aus nicht EU-Ländern stammt, bei denen häufig signifikante Lohnunterschiede im Vergleich zur Bevölkerung ohne Migrationshintergrund auftreten. Diese Unterschiede können nicht auf andere sozio-ökonomische Kenngrößen (z. B. Bildung) zurückgeführt werden.¹⁹

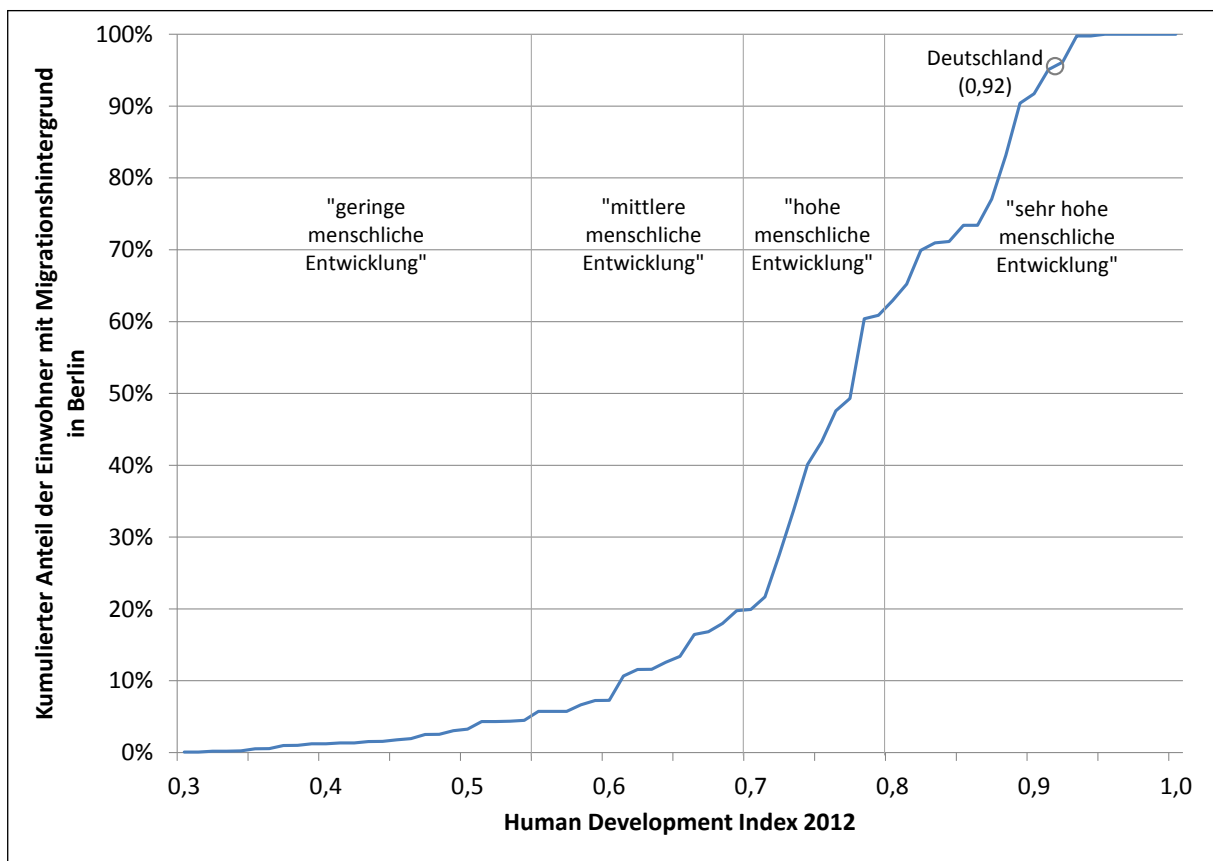


Abbildung 5.11: Verteilung der Einwohner mit Migrationshintergrund in Berlin nach dem Human Development Index 2012 ihrer Herkunftsländer²⁰

¹⁹Beauftragte der Bundesregierung für Migration, Flüchtlinge und Integration, 2011, S. 198

²⁰Datenquellen: United Nations Development Programme (2013), Amt für Statistik Berlin-Brandenburg (2014b); die Begriffe mit „menschlicher Entwicklung“ entsprechen der gängigen Übersetzung aus dem Englischen

Aus sozialer Sicht liegt der Schwerpunkt auf den Beziehern von SGB-II-Leistungen. Im Dezember 2012 lebten 566.443 Menschen in den 314.721 SGB-II-Bedarfsgemeinschaften in Berlin. Dies entspricht 20,6 % der Bevölkerung bzw. 19,3 % der Haushalte. Knapp 30 % der Menschen sind Kinder unter 18 Jahren. Etwa 50.000 Bedarfsgemeinschaften sind alleinerziehend mit durchschnittlichen Ansprüchen auf Leistungen von 958 Euro je Monat. Die durchschnittliche Anspruchshöhe aller Typen von Bedarfsgemeinschaften einschließlich Kosten für Unterkunft und Heizung etc. liegt in Berlin bei 867 Euro.²¹

Die SGB-II-Quote von 20,6 % ist in Berlin im Vergleich zu den anderen 15 Bundesländern am höchsten. Der bundesweite Durchschnitt liegt bei 9,4 %.²² Auch die Verweildauer in SGB-II-Leistungen ist in Berlin vergleichsweise hoch. Knapp 53 % der Berechtigten sind seit 4 Jahren oder länger leistungsberechtigt. Das bundesweite Mittel liegt bei 47 %, wobei darunter die höchsten Anteile in Ostdeutschland auftreten.²³ Vom Höchststand im Jahr 2007 ist die Anzahl der Personen in Bedarfsgemeinschaften von damals 613.000 kontinuierlich gesunken.²⁴

5.2.2 Räumliche Verteilung

Jeweils über 60 % der Einwohner leben in Straßenabschnitten, in denen die Migrations- bzw. SGB-II-Quote unter 30 % liegt (Abbildung 5.12). Dagegen leben nur 1,5 % (SGB-II) bzw. 8,1 % (Migration) der Einwohner in Straßenabschnitten mit den erwähnten Quoten von jeweils mehr als 60 %. Dies bedeutet, dass in derart segregierten Straßenabschnitten etwa 20 % bis 23 % aller in Berlin lebenden Migranten wohnen. Bei SGB-II liegen nicht für alle Straßenabschnitte Daten vor, da die Datenquelle nicht direkt auf dem Melderegister basiert.

Wird die Migrationsquote auf der Ebene der Straßenabschnitte dargestellt, ist es unmöglich, unter den etwa 30.000 Abschnitten einzelne Segmente zu identifizieren (Abbildung 5.13). Da die Netzdichte innerhalb des bebauten Gebietes der Stadt jedoch recht gleichmäßig ist, lassen sich die Gebiete mit hoher Migrationsquote leicht identifizieren: Deutlich sind die hohen Migrationsquoten innerhalb bzw. am Außenrand der Berliner Ringbahn in einem Halbkreis, der sich vom Norden (Bhf. Gesundbrunnen) über den westlichen Teil (Bhf. Zoologischer Garten) bis nach Kreuzberg zieht. Zu erkennen ist, dass es kleine Teilgebiete gibt, in denen gleichmäßig hohe Anteile von Menschen mit Migrationshintergrund leben. Die räumliche Verteilung der Straßenabschnitte mit hohen SGB-II-Quoten ist dagegen deutlich heterogener (Anhang A.20). Auch hier gibt es Schwerpunkte

²¹Bundesagentur für Arbeit, 2013b, Tab. 2.1, 4.1.1, 5.2

²²Bundesagentur für Arbeit, 2013b, Tab. 1.1

²³Bundesagentur für Arbeit, 2013a, Tab. 31 T

²⁴Bundesagentur für Arbeit, 2014, Tab. Berlin

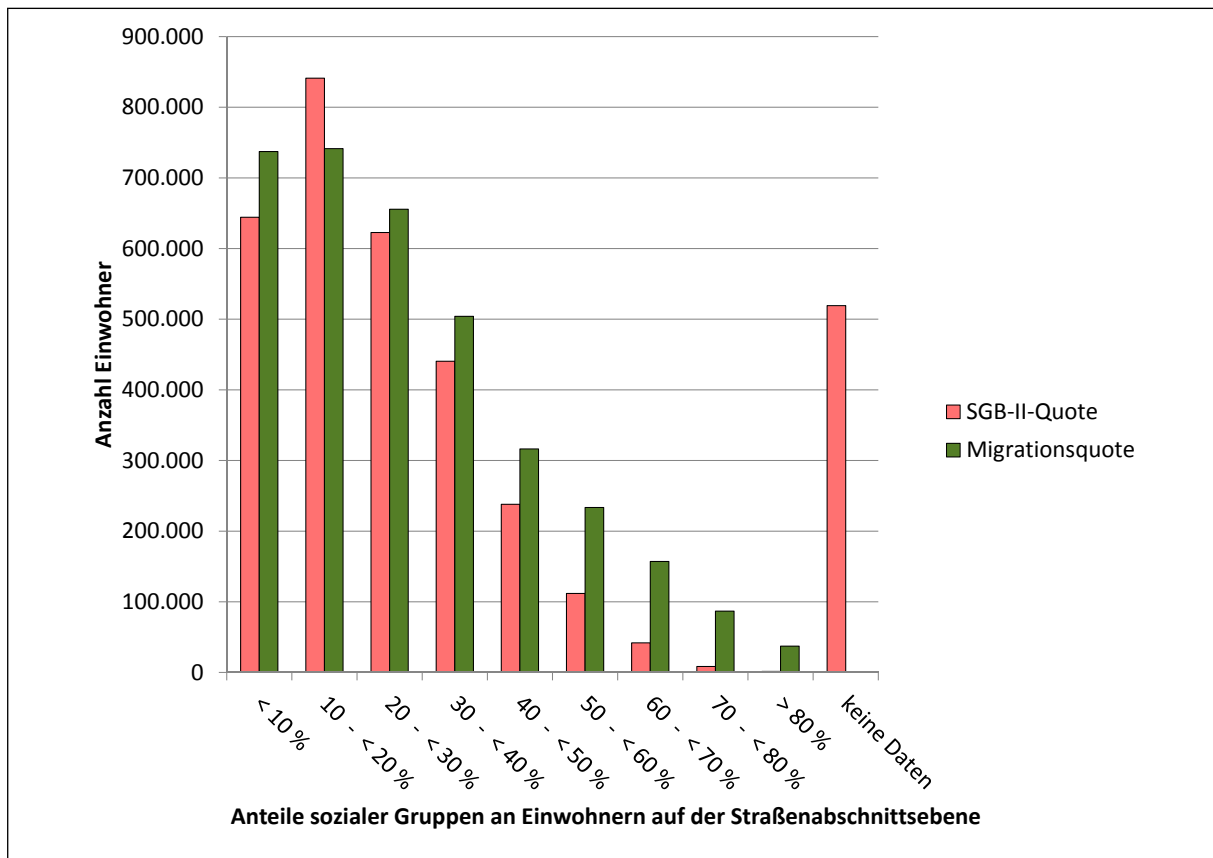


Abbildung 5.12: Häufigkeit der SGB-II- und Migrationsquoten auf Straßenabschnittsebene in Berlin im Jahr 2012

im Bereich der Berliner Ringbahn, aber hohe Anteile existieren punktuell im gesamten Stadtgebiet.

Der statistische Zusammenhang zwischen SGB-II- und Migrationsquoten liegt auf der Straßenabschnittsebene bei 0,677.²⁵ Dies kann teilweise mit dem häufigeren Bezug von SGB-II-Leistungen durch Menschen mit Migrationshintergrund erklärt werden. In der bundesweiten Statistik beziehen 17,5 % der Ausländer SGB-II-Leistungen, während dies auf 7,0 % der deutschen Staatsbürgern zutrifft.²⁶ Auch in Berlin sind 25,1 % der SGB-II-Bezieher Ausländer, obwohl deren Bevölkerungsanteil nur 14,5 % beträgt.²⁷ Für das nachfolgende Kapitel zum Zusammenhang zwischen Umweltexposition und Sozialstruktur gilt somit, dass die beiden Variablen als voneinander abhängig angenommen werden.

²⁵hochsignifikante Korrelation nach Spearman-Rho

²⁶Bundesagentur für Arbeit, 2014, Tabelle Deutschland

²⁷Bundesagentur für Arbeit, 2013b, Tab. 4.1.1

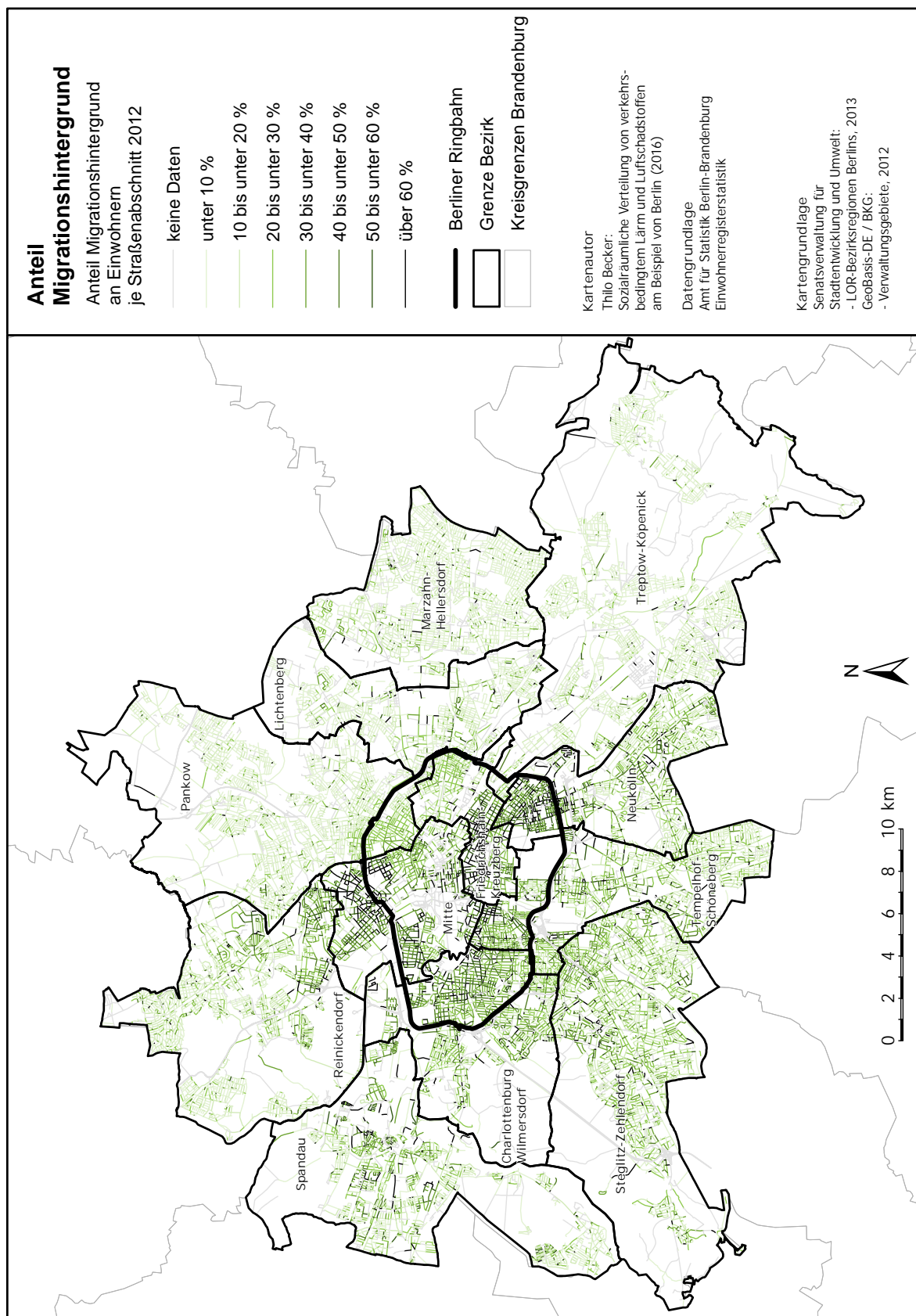


Abbildung 5.13: Migrationsquote als Anteil der Menschen mit Migrationshintergrund an Einwohnern je Straßenabschnitt in Berlin im Jahr 2012

5.3 Zusammenhänge zwischen Umweltexposition und Sozialstruktur anhand der Modelldaten

Innerhalb von Berlin gibt es deutliche räumliche Unterschiede bei der Verteilung der Lärm- und Luftschadstoffbelastung. So sind 54 % der Bevölkerung durch Gesamtlärm größer als 55 dB belastet. Bei Luftschadstoffen ist nur ein vergleichsweise kleiner Teil der Bevölkerung sehr hohen Belastungen an ihrem Wohnort ausgesetzt. Wird die räumliche Verteilung betrachtet, nimmt bei beiden Umweltfolgen die Belastung vom Stadtzentrum zum Stadtrand hin tendenziell ab.

Diese Ergebnisse unterscheiden sich von der Verteilung der sozio-ökonomischen Variablen SGB-II- und Migrationsquote. Wie das Zusammenspiel der Umweltfolgen und der Sozio-Ökonomie ist, wird in diesem Kapitel beleuchtet.

5.3.1 Externe Kosten

5.3.1.1 Verkehrslärm

Externe Kosten durch Lärm liegen unmittelbar auf der Immissionspunktebene vor. Werden sie nach der sozio-ökonomischen Struktur des zugehörigen Straßenabschnitts aggregiert, zeigen sich schnell Ungleichverteilungen bei den Belastungen (Abbildung 5.14). Werden SGB-II-Empfänger betrachtet, steigen die durchschnittlichen Kosten zwischen niedriger und hoher SGB-II-Quote bei Straßenlärm um den Faktor 1,9 und bei Fluglärm um Faktor 3,1. Die 17,4 % der Einwohner, für die keine Information zur SGB-II-Quote vorliegt, sind jeweils am niedrigsten belastet.

Noch höhere Unterschiede treten bei Migrationshintergrund auf. Die durchschnittlichen Kosten steigen zwischen niedriger und hoher Migrationsquote bei Straßenlärm um den Faktor 3,4. Bei Fluglärm liegt der Faktor bei 1,4. Die 2,4 % der Einwohner, für die keine Information über die ethnische Herkunft vorliegt, sind leicht überdurchschnittlich belastet.

Entgegengesetzt ist die Situation im Schienenverkehr. Mit steigenden SGB-II- und Migrationsquoten sinken tendenziell die zu tragenden externen Lärmkosten. Einwohner von Straßenabschnitten mit höheren Quoten tragen teilweise weniger als die Hälfte der externen Kosten, die Einwohner von Straßenabschnitten mit niedrigen Quoten tragen. Wird der Gesamtlärm als energieäquivalente Summe der Einzelschallquellen betrachtet, nähern sich die entgegengesetzten Ungleichverteilungen etwas an. Wird die SGB-II-Quote betrachtet, steigen die durchschnittlichen Kosten zwischen niedriger und hoher Quote um den Faktor 1,8 an, bei der Migrationsquote entsprechend um den Faktor 2,2.

Neben den beiden Variablen Migrationshintergrund und SGB-II liegen andere sozio-

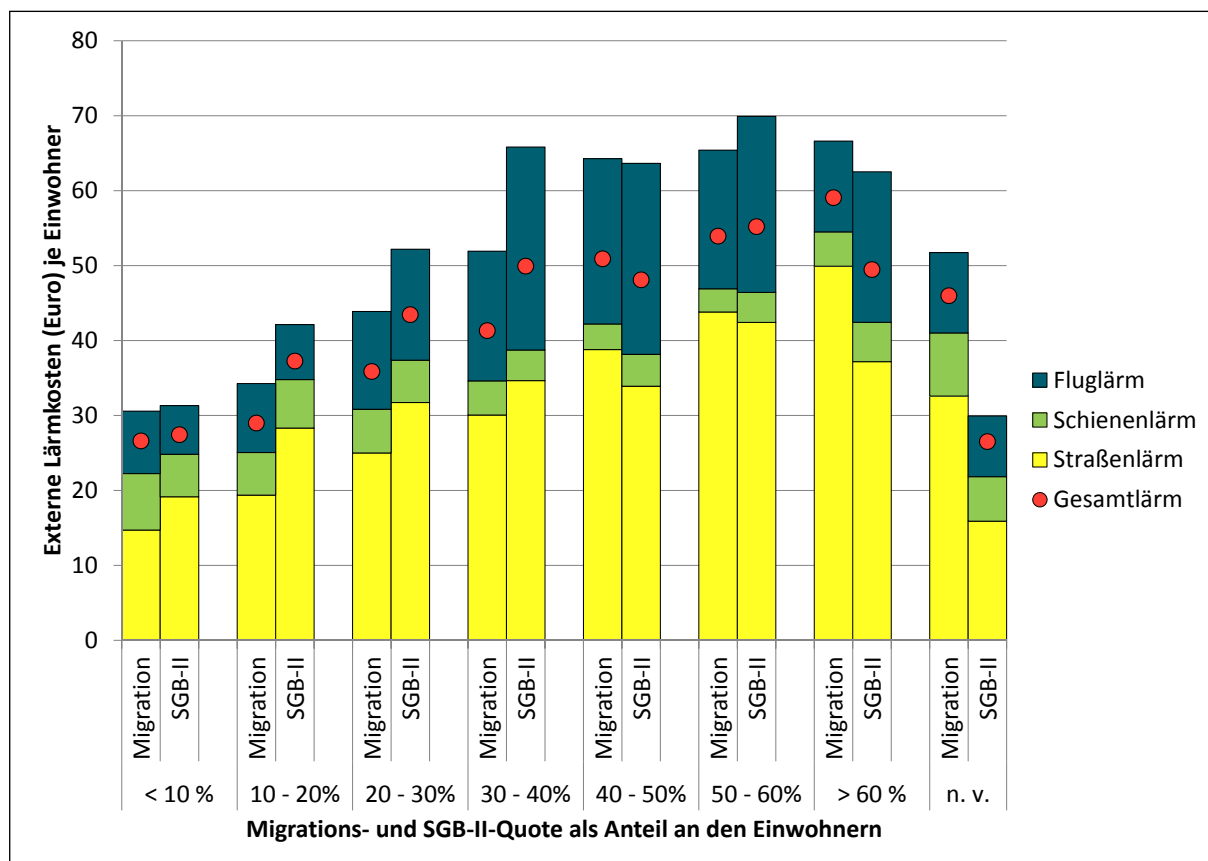


Abbildung 5.14: Durchschnittliche externe Kosten (Euro) durch Gesamtlärm je Einwohner für Straßenabschnitte nach SGB-II- und Migrationsquote in Berlin im Jahr 2012

demographische Variablen auf der Straßenabschnittsebene vor (Anhang A.21). Bei Kindern (unter 18 Jahre) gibt es kaum Unterschiede, während in Straßenabschnitten mit vielen Senioren (über 65 Jahre) unterdurchschnittliche Lärmbelastungen auftreten (Faktor 0,72). Korrespondierend mit Migrationshintergrund bei allen Altersgruppen sind auch Straßenabschnitte mit hoher Migrationsquote bei Kindern etwa doppelt so stark durch Lärm belastet.

Einen Sonderfall stellen die angemeldeten Pkw je Einwohner dar. Straßenabschnitte mit niedriger Pkw-Dichte sind vergleichsweise stark belastet - sowohl durch Straßenlärm als auch durch Gesamtlärm. Bei überdurchschnittlicher Pkw-Dichte (> 34 Pkw/100 Einwohner) sinken zunächst die externen Kosten um etwa die Hälfte. Oberhalb von 70 Pkw/100 Einwohner steigen die externen Lärmkosten wieder stark an. Die Einwohnerzahlen in diesen Gruppen sind jedoch gering und werden von Dichten über 100 Pkw/100 Einwohner dominiert. Dies sind offensichtlich primär durch Gewerbeanlieger genutzte Straßen, bei denen am Firmenstandort eine Vielzahl von Fahrzeugen angemeldet ist. Es überwiegt der Effekt, dass mit steigender Pkw-Dichte die zu tragenden externen Lärmkosten sinken.

Alle dargestellten Effekte könnten durch die Wahl der Bewertungsfunktion des Lärms beeinflusst werden. Verschiedene Variantenrechnungen, unter anderem mit den UBA-

Kostensätzen (Anhang A.8 und A.9) zeigen jedoch konsistent die gleichen Effektrichtungen. Allein das Effektausmaß variiert leicht und fällt mit den UBA-Kostensätzen tendenziell kleiner aus. Offensichtlich schlägt sich dabei die niedrigere Bewertung hoher Lärmpegel bei den UBA-Kostensätzen nieder.

5.3.1.2 Luftschadstoffe

Die externen Kosten von verkehrlichen und nicht-verkehrlichen Luftschadstoffen liegen genau wie die sozio-ökonomischen Daten auf der Ebene von Straßenabschnitten vor. Ähnlich wie bei Verkehrslärm zeigen sich dabei Ungleichverteilungen der Belastung zwischen sozio-ökonomischen Gruppen (Abbildung 5.15). Die Unterschiede bei der SGB-II-Quote sind mit Faktor 1,20²⁸ recht niedrig. Dagegen sind die Unterschiede bei der Migrationsquote ganz offensichtlich. Während Bewohner in Straßenabschnitten mit weniger als 10 % Migrationsquote durchschnittlich mit 300 Euro belastet werden, liegt die Belastung in Straßenabschnitten mit mehr als 60 % bei 830 Euro je Jahr. Dies entspricht einem Faktor von 2,8. Der größere Beitrag geht dabei von NO₂ mit einem Faktor von 3,20 aus.

Bei den zusätzlich verfügbaren sozio-ökonomischen Variablen sind ebenfalls jeweils Unterschiede erkennbar (Anhang A.22). Straßenabschnitte mit einem höheren Kinderanteil sind unterdurchschnittlich durch Luftschadstoffe belastet (etwa Faktor 0,85). Mit einem Faktor von 0,51 ist die unterdurchschnittliche Belastung bei Senioren noch stärker ausgeprägt. Obwohl Luftschadstoffe nicht unmittelbar wahrnehmbar sind, sind die Faktoren höher als bei Verkehrslärm. Genau das Gegenteil zur Tendenz beim Kinderanteil tritt bei der Migrationsquote von Kindern auf. Hier steigt, korrespondierend mit der Migrationsquote für die Gesamtbevölkerung, die Belastung mit steigender Quote um Faktor 2,42 an.

Die Schwankungen bei der Pkw-Dichte, die bereits bei Verkehrslärm erkennbar waren, sind bei Luftschadstoffen noch deutlicher ausgeprägt. Bei sehr niedriger und sehr hoher Pkw-Dichte ist die Belastung durch Luftschadstoffe jeweils am höchsten. Bei mittlerer Pkw-Dichte ist die Belastung am geringsten (Faktor 0,36). Hier ist zu wiederholen, dass die hohe Pkw-Dichte nur bei geringen Einwohnerzahlen auftritt und dabei von Firmensitzen ausgegangen werden kann. Insgesamt überwiegt ähnlich wie bei Verkehrslärm der Effekt, dass eine höhere Pkw-Dichte mit deutlich sinkenden Belastungen einhergeht.

²⁸Gerechnet zwischen Gruppe „unter 10 %“ und Gruppe „50 bis unter 60 %“, da Fallzahlen in Gruppe „über 60 %“ mit 52.000 Einwohnern verhältnismäßig gering sind.

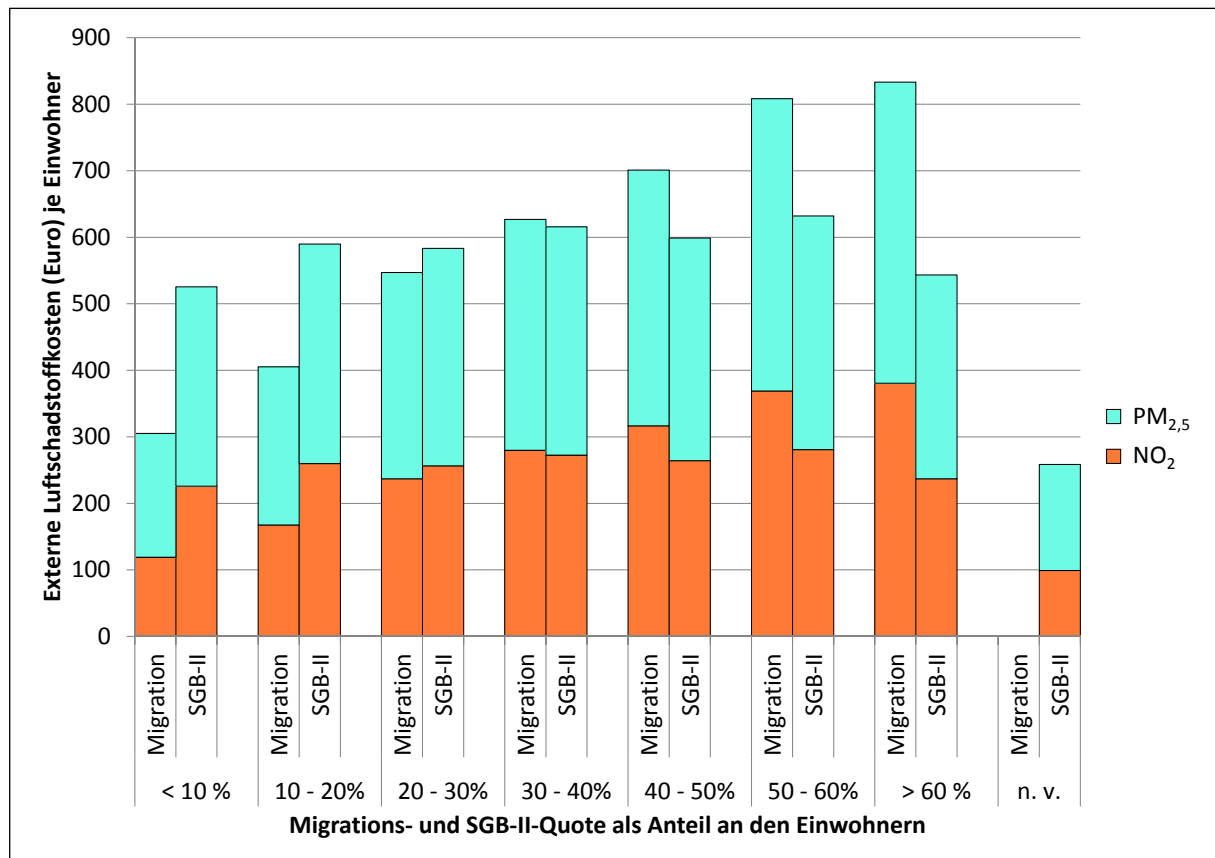


Abbildung 5.15: Durchschnittliche externe Kosten (Euro) durch Luftschadstoffe je Einwohner für Straßenabschnitte nach SGB-II- und Migrationsquote in Berlin im Jahr 2009

5.3.2 Belastete Personen durch Gesamtlärm und Luftschadstoffe

5.3.2.1 Verkehrslärm

Für alle Quellen von Verkehrslärm werden die Maximalpegel betrachtet, die an den Gebäuden auftreten. Damit wird von der Methodik der Strategischen Lärmkarte abgewichen, aber die Lärmsituation im Wohnumfeld deutlich besser repräsentiert (Kapitel 5.1.1.1).

Um die Lärmbelastung nach den sozio-ökonomischen Gruppen aufzuschlüsseln, wird die prozentuale Verteilung der Berliner Bevölkerung auf die einzelnen Gesamtlärmpegel als Histogramm dargestellt. Dabei werden jeweils separate Verteilungskurven der Lärmbelastung für Straßenabschnitte mit unterschiedlichen SGB-II- bzw. Migrationsquoten erstellt (Abbildungen 5.16 und 5.17). Aus Gründen der Übersichtlichkeit wird die sozio-ökonomische Einstufung in 20 %-Gruppen vorgenommen.

Deutlich wird bei den beiden Indikatoren SGB-II und Migrationshintergrund die Ungleichverteilung bei der Lärmbelastung durch Gesamtlärm. Insgesamt sind Straßenabschnitte mit hohen SGB-II- und Migrationsquoten stärker durch Lärm belastet. Diese Feststellung muss allerdings differenzierter betrachtet werden.

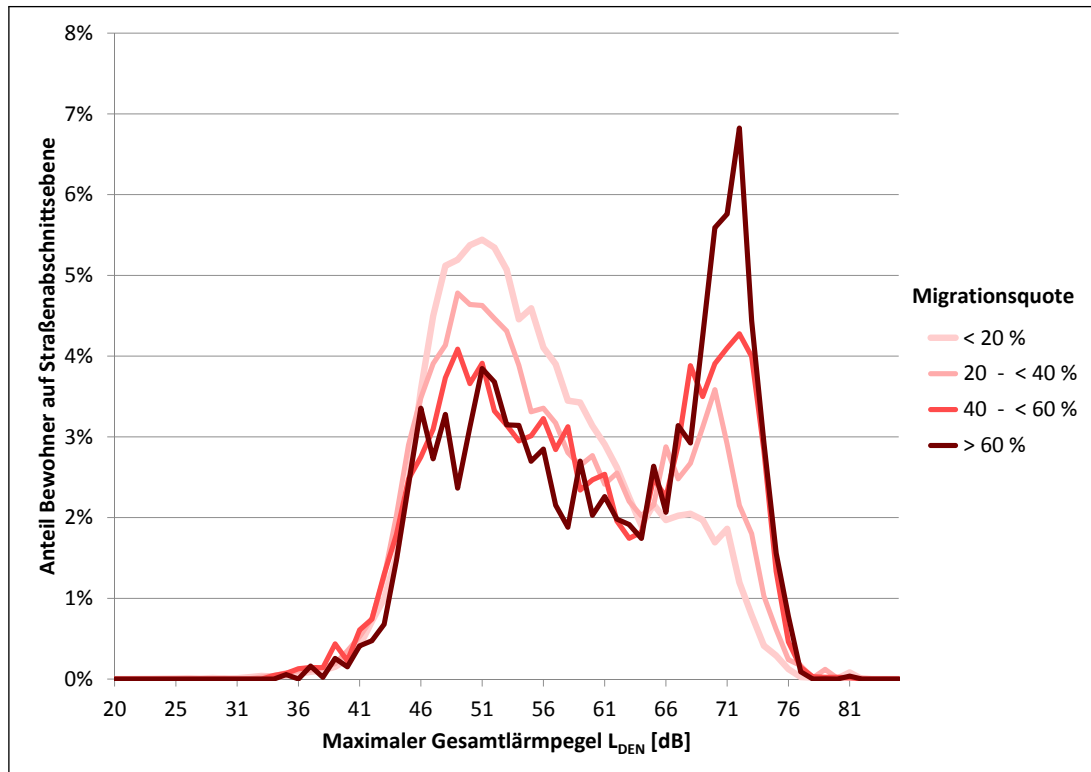


Abbildung 5.16: Verteilung der Gesamtlärmpegel auf Bewohner von Straßenabschnitten nach Migrationsquote in Berlin im Jahr 2012

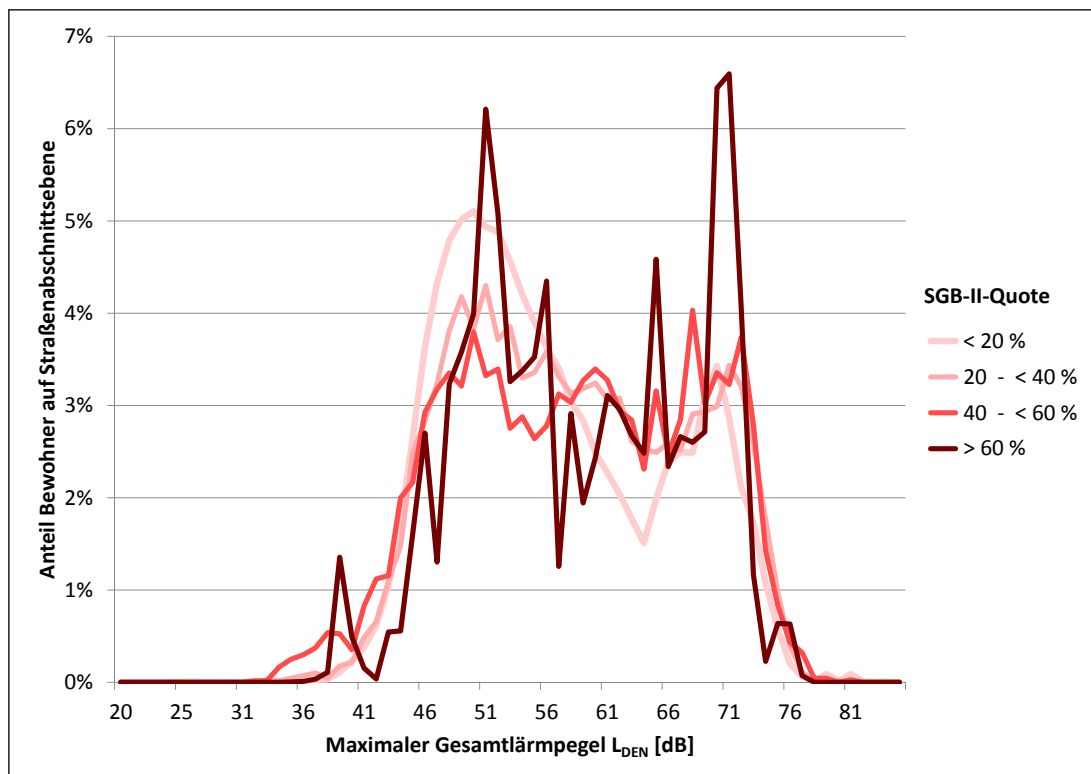


Abbildung 5.17: Verteilung der Gesamtlärmpegel auf Bewohner von Straßenabschnitten nach SGB-II-Quote in Berlin im Jahr 2012

Am rechten Rand des Diagrammes zeigt sich, dass der Anteil der stark lärmbelasteten Einwohner mit steigender SGB-II- bzw. Migrationsquote im Straßenabschnitt zunimmt. Umgekehrt sind am linken Rand Straßenabschnitte mit niedrigen Quoten häufiger durch niedrige Lärmpegel belastet. Besonders deutlich ist dies bei Migrationshintergrund, aber auch bei SGB-II sind die Unterschiede nennenswert: in Straßenabschnitten mit SGB-II-Quoten größer als 60 % sind 19,8 % der Einwohner Lärmpegeln $L_{\text{DEN}} > 70$ dB ausgesetzt, während es in Straßenabschnitten mit SGB-II-Quoten kleiner als 20 % nur 12,2 % sind.

Werden die drei Auslösekriterien des Umweltbundesamtes²⁹ für die Lärmaktionsplanung zu Grunde gelegt, zeigt sich ebenfalls die stärkere Belastung der Einwohner in Straßenabschnitten mit höheren SGB-II- bzw. Migrationsquoten (Tabelle 5.4). Deutlich wird allerdings auch, dass hohe Lärmbelastungen nicht generell mit hohen SGB-II- bzw. Migrationsquoten verbunden sind. Es gibt auch viele Menschen dieser Gruppen, die in vergleichsweise ruhigen Gebieten leben. Anders herum können auch Straßenabschnitte mit niedrigen SGB-II- bzw. Migrationsquoten stark durch Verkehrslärm belastet sein.

Tabelle 5.4: Anteil der Belasteten durch Gesamtlärmpegel oberhalb der UBA-Auslösekriterien für die Lärmaktionsplanung³⁰ bei unterschiedlichen SGB-II- und Migrationsquoten. Die Grundgesamtheit umfasst alle Einwohner.

Auslösekriterium	Belastetenanteil [%] je Intervall der SGB-II- und Migrationsquote							
	unter 10 %	10 bis unter 20 %	20 bis unter 30 %	30 bis unter 40 %	40 bis unter 50 %	50 bis unter 60 %	über 60 %	Anteil unbekannt
<i>Migrationsquote</i>								
L _{DEN} > 65 dB	14,7	18,8	24,4	28,1	35,0	37,8	43,0	54,5
L _{DEN} > 55 dB	49,2	48,8	52,3	54,5	61,5	60,9	65,2	78,8
L _{DEN} > 50 dB	75,1	74,2	75,1	75,2	78,6	77,7	82,2	87,6
<i>SGB-II-Quote</i>								
L _{DEN} > 65 dB	20,3	28,1	28,4	29,6	28,4	39,1	34,7	12,2
L _{DEN} > 55 dB	46,8	55,2	59,2	61,2	60,0	64,4	62,4	40,8
L _{DEN} > 50 dB	73,2	76,9	79,4	78,5	76,6	79,6	84,3	70,0

²⁹Umweltbundesamt, 2006

³⁰ $L_{\text{DEN}} > 65$ dB: kurzfristiges Umwelthandlungsziel zur Vermeidung gesundheitlicher Beeinträchtigungen; $L_{\text{DEN}} > 55$ dB: mittelfristiges Umwelthandlungsziel zur Vermeidung erheblicher Belästigungen; $L_{\text{DEN}} > 50$ dB: langfristiges Umwelthandlungsziel zur Vermeidung von Belästigungen.

Die bei Gesamtlärm dargestellte Ungleichverteilung bei der Lärmbelastung ist zu einem hohen Anteil auf Straßenlärm zurückzuführen. Grund dafür ist die hohe Anzahl der Belasteten durch Straßenlärm und die dabei auftretende spezifische Verteilung auf SGB-II- und Migrationsquoten (Anhang A.23). Von Fluglärm sind ebenfalls stärker die Straßenabschnitte mit hohen SGB-II- bzw. Migrationsquoten betroffen. Allerdings sind die Differenzen bei Straßenlärm weniger stark als ausgeprägt. Schienenlärm mit verhältnismäßig wenigen Betroffenen ist dagegen bei SGB-II nahezu gleichmäßig verteilt, während bei Migrationshintergrund sogar eine niedrigere Lärmbelastung bei hohen Migrationsquoten auftritt.

Für tiefergehende statistische Analyseverfahren ist die Verteilung von Bedeutung. Bei den Lärmpegeln auf Gebäudeebene liegen keine Normalverteilungen vor, was bei den zweipfähligen Verteilungen von Straßen- und Gesamtlärm besonders deutlich ist. Um die Stärke und die Richtung des möglichen Zusammenhangs zwischen Lärm und sozio-ökonomischen Gruppen zu beschreiben, bleibt nur das Verfahren der Rangkorrelation (nach Spearmans Rho).

Alle auf der Gebäudeebene verfügbaren und sinnvollen sozio-ökonomischen Variablen sind mit ihrem Korrelationskoeffizienten in Tabelle 5.5 dargestellt. Grundlage sind sämtliche in der Strategischen Lärmkarte verfügbaren Lärmpegel. Somit sind auch alle Artefakte der Modellierung im Nebenstraßennetz enthalten, die erst in Kapitel 5.4.4 mit unterschiedlichen Verfahren korrigiert werden. Eine Ausnahme stellt Fluglärm dar, für den nur Lärmpegel $L_{DEN} > 45$ dB eingeschlossen sind.

Beim Straßenlärm ist der Zusammenhang bei der Korrelation am deutlichsten. Migrationshintergrund, sowohl als Migrationsquote, Migrationsanteil unter Kindern und gewichtet mit dem Entwicklungsstand des Herkunftslandes (Kapitel 4.2.1.4), weist die höchsten Werte mit jeweils $r_s = 0,18$ auf. Werden nur einzelne Herkunftsregionen als Anteil an allen registrierten Einwohnern betrachtet, liegen die Koeffizienten r_s zwischen 0,11 und 0,16. Bei der Betrachtung einzelner Herkunftsregion sollen räumliche Schwerpunkte ausgewählter Menschen mit Migrationshintergrund betrachtet. Die Zusammenhänge sind jedoch allgemein niedriger als bei der Betrachtung aller Menschen mit Migrationshintergrund. Obwohl bei SGB-II die Korrelation sehr schwach ist, scheint eine höhere Lärmbelastung insgesamt eher mit einem höheren Anteil sozial benachteiligter Menschen einherzugehen.

Bei Schienenlärm liegt nahezu bei allen sozio-ökonomischen Gruppen ein negativer Zusammenhang mit Koeffizienten $r_s < -0,14$ vor. Somit sinkt mit steigendem Schienenlärm der Anteil der sozial benachteiligten Gruppen. Möglicherweise überwiegt die gute Anbindungsqualität an den Schienenpersonennahverkehr (SPNV) die Inkaufnahme von Lärm

³¹Die Grundgesamtheit umfasst nur den kartierten Fluglärmbereich $L_{DEN} > 45$ dB mit 313.127 bis 358.284 Einwohner

Tabelle 5.5: Rangkorrelationskoeffizienten r_s zwischen maximalen Lärmpegeln auf Gebäudeebene 2012 und sozio-ökonomischen Gruppen. Die Grundgesamtheit N umfasst zwischen 2.788.497 und 3.377.883 Einwohner.³¹ Signifikanzniveau (zweiseitig) immer $p < 0,01$.

Bezugseinheit	Straßenlärm	Schienenlärm	Fluglärm	Gesamtlärm
Migrationsquote	0,183	-0,137	0,100	0,146
SGB-II-Quote	0,084	-0,068	0,076	0,101
Pkw je Einwohner	-0,106	-0,057	-0,047	-0,125
Kinderanteil (Alter < 18 Jahre)	-0,030	-0,043	0,053	-0,024
Seniorenanteil (Alter > 65 Jahre)	-0,029	-0,084	0,009	-0,053
Migrationsquote nach HDI (Herkunft) gewichtet	0,183	-0,135	0,110	0,152
Migrationsquote Kinder (Alter < 18 Jahre)	0,178	-0,128	0,058	0,144
Migrationsquote aus ehem. Sowjetunion	0,163	-0,023	0,201	0,158
Migrationsquote aus Türkei	0,114	-0,261	0,145	0,070
Migrationsquote aus Polen	0,141	-0,253	0,095	0,100
Migrationsquote aus Vietnam	0,148	0,091	-0,140	0,105
Migrationsquote aus Arabischen Ländern	0,147	-0,197	0,103	0,101
Migrationsquote aus Islamischen Ländern	0,133	-0,217	0,134	0,094

bei der Wohnstandortwahl. Ob dieser Effekt mit Bebauungsstrukturen gepaart ist, die ruhige Rückzugsmöglichkeiten vom Schienenlärm gewährleisten, kann mit den vorliegenden Daten nicht überprüft werden.

Bei den Fluglärmbereichen gibt es niedrigere positive Zusammenhänge, wobei Menschen aus Ländern der ehemaligen Sowjetunion mit dem Koeffizienten $r_s = 0,20$ eine Ausnahme darstellen. Die Variable Gesamtlärm weist bei allen sozio-ökonomischen Variablen Koeffizienten $r_s > 0,10$ auf, wobei der größte Zusammenhang beim Migrationshintergrund mit $r_s = 0,15$ besteht. Insgesamt gehen hohe SGB-II- bzw. Migrationsquoten in einem leichten Zusammenhang mit höherer Lärmbelastung einher.

5.3.2.2 Luftschadstoffe

Die Darstellung der Luftschadstoffbelastung erfolgt abweichend von den Histogrammen bei Verkehrslärm als Boxplot. Während bei der SGB-II-Quote nur geringe Ungleichverteilungen auftreten (Anhang A.24), ist der Belastungsanstieg bei höherer Migrationsquote bei allen dargestellten statistischen Kennwerten deutlich erkennbar (Abbildungen 5.18 und 5.19). Die bereits bei externen Kosten gezeigten Ergebnisse können somit separat für NO_2 und $\text{PM}_{2,5}$ anhand der ungewichteten Ausgangsdaten bestätigt werden.

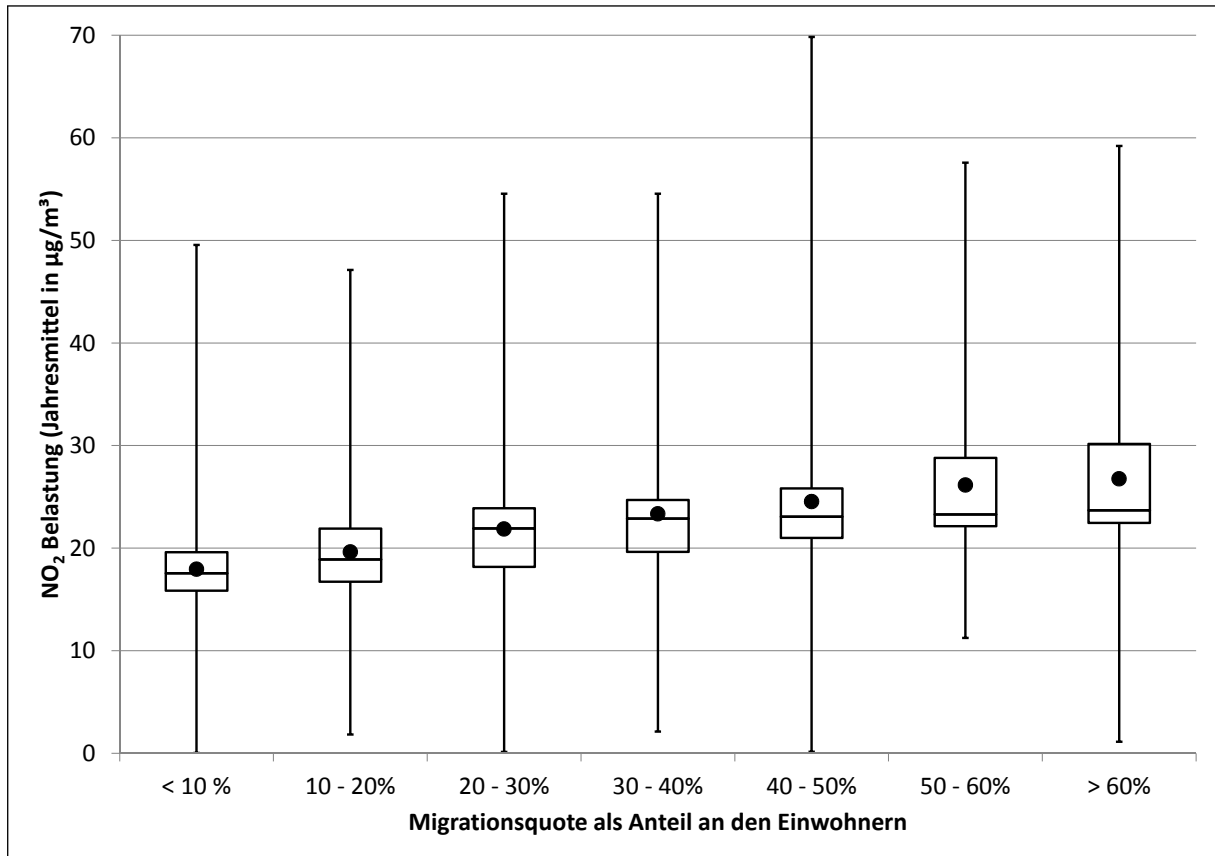


Abbildung 5.18: NO_2 -Belastung 2009 nach Migrationsquote auf Straßenabschnittsebene in Berlin im Jahr 2012 (Boxplot mit Mittelwert (Punkt), Median, Quartilen sowie Minima und Maxima)

Während der gültige Grenz- und Zielwert beim Jahresmittelwert für $\text{PM}_{2,5}$ für nahezu alle Einwohner eingehalten wird, sind 81.000 Einwohner von Überschreitungen des NO_2 -Grenzwertes von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ betroffen. Bei der SGB-II-Quote verteilen sich die Betroffenen ungefähr proportional zur Einwohnerzahl auf alle 10 %-Intervalle. Dagegen treten bei der Migrationsquote Überschreitungen des gesetzlichen Grenzwertes zum Schutz der menschlichen Gesundheit deutlich häufiger in Straßenabschnitten mit hoher Migrationsquote auf (Abbildung 5.20).

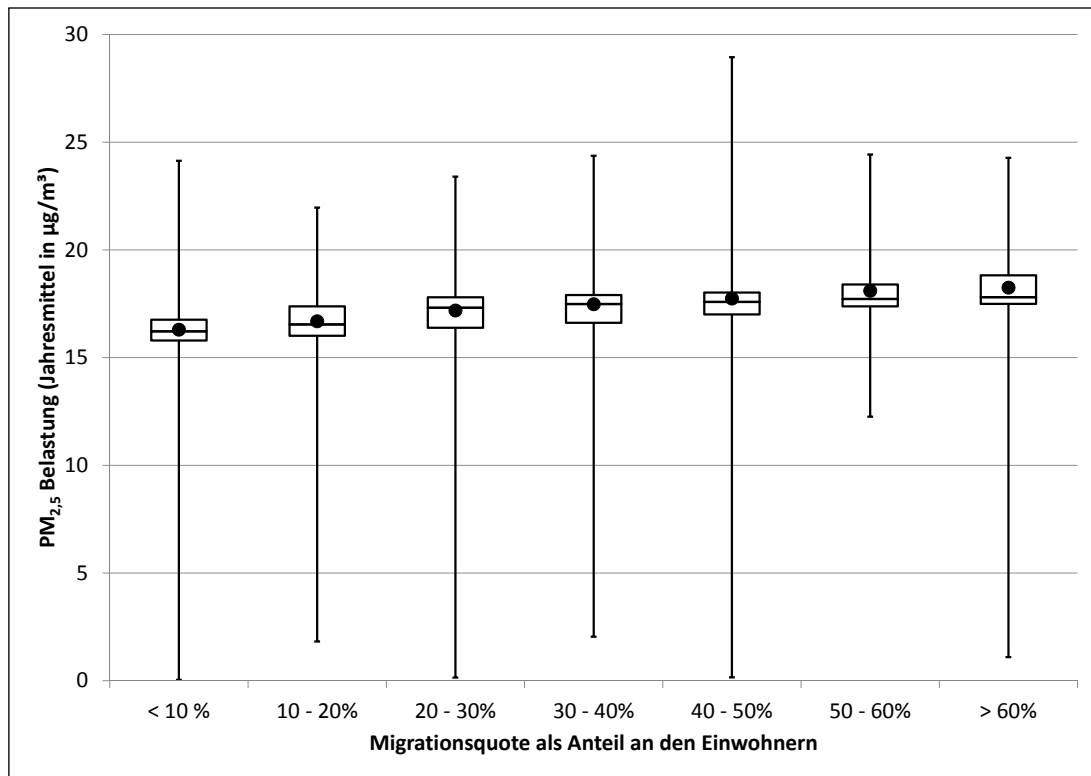


Abbildung 5.19: $PM_{2.5}$ -Belastung 2009 nach Migrationsquote auf Straßenabschnittsebene in Berlin im Jahr 2012 (Boxplot mit Mittelwert (Punkt), Median, Quartilen sowie Minima und Maxima)

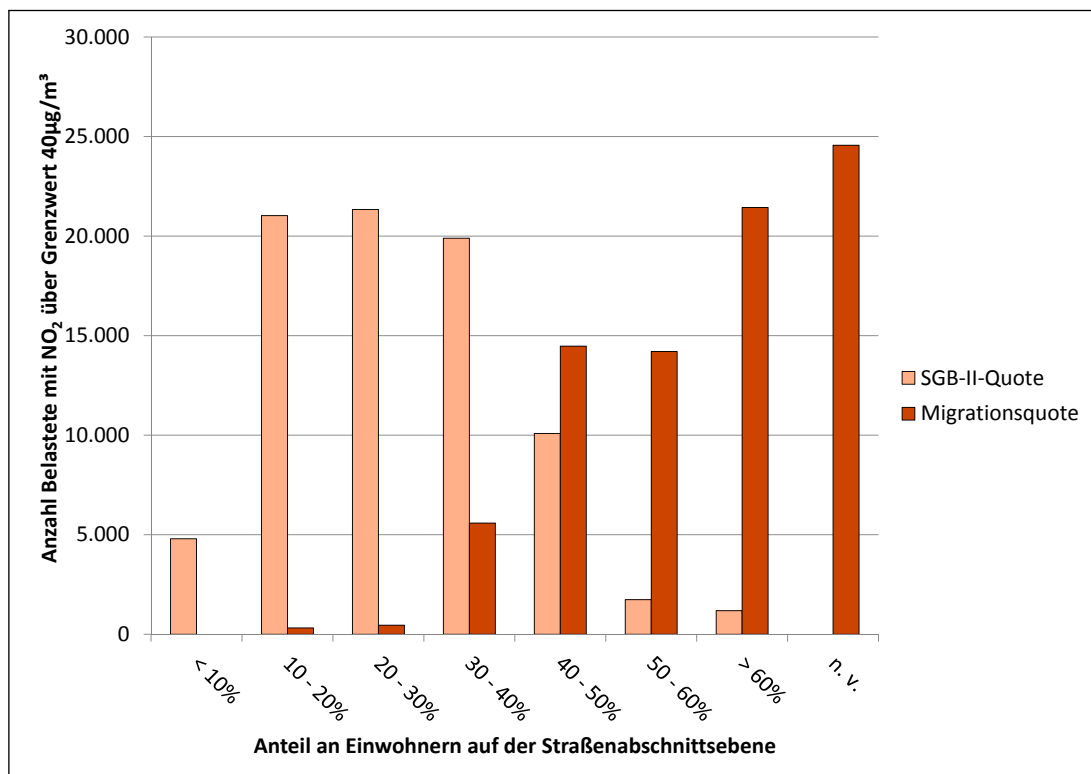


Abbildung 5.20: Personen mit NO_2 -Belastungen (2009) über dem Grenzwert von $40 \mu g/m^3$ nach SGB-II- und Migrationsquoten auf Straßenabschnittsebene

Die direkt auf der Straßenabschnittsebene verfügbaren sozio-ökonomischen Variablen sind mit ihrem Korrelationskoeffizienten in Tabelle 5.6 dargestellt. Der höchste Korrelationskoeffizient zwischen Umweltexposition und sozio-ökonomischen Variablen tritt mit $r_s = 0,49$ zwischen NO_2 und Migrationsquote auf. Bei $\text{PM}_{2,5}$ ist der Anteil etwas niedriger. Auf ähnlichem Niveau, aber mit negativem Vorzeichen, liegen die Korrelationskoeffizienten für die Pkw-Dichte. Ebenfalls ein negativer Zusammenhang liegt beim Seniorenanteil vor. Nur bei der SGB-II-Quote ist kein Zusammenhang festzustellen.

Tabelle 5.6: Rangkorrelationskoeffizienten r_s zwischen Luftschadstoffkonzentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) 2009 und sozio-ökonomischen Parametern. Die Grundgesamtheit N umfasst zwischen 2.901.749 und 3.409.215 Einwohner. Signifikanzniveau (zweiseitig) immer $p < 0,01$.

Bezugseinheit	NO_2	$\text{PM}_{2,5}$
Migrationsquote	0,490	0,475
SGB-II-Quote	0,023	0,030
Pkw je Einwohner	-0,476	-0,512
Kinderanteil (Alter < 18 Jahre)	-0,078	-0,065
Seniorenanteil (Alter > 65 Jahre)	-0,327	-0,369

5.3.3 Vergleich der Analysetiefe

Gerade für Verkehrslärm sind die verfügbaren Modelldaten zur Belastungssituation von Städten räumlich ausgesprochen hoch aufgelöst. In Berlin können mit insgesamt 4.055.830 Fassadenpunkten, trotz der Unsicherheiten aufgrund der Nichtkartierung des Nebennetzes, gerade die starken Lärmbelastungen sehr genau analysiert werden. Auch bei Luftschadstoffen entspricht die heute übliche räumliche Anforderung den fachlichen Erfordernissen.

Bei den sozio-ökonomischen Daten ist die Situation grundlegend anders. Wird die amtliche Statistik genutzt, stellen Straßenabschnitte in Berlin die kleinste Aggregationsebene dar. Der Regelfall für andere Städte ist, dass derartige Daten nur auf der Ebene der deutlich größeren Statistischen Bezirke vorliegen, die in ihrer Größe mit PLR vergleichbar sind (Kapitel 4.2.1).

Für die Übertragbarkeit der Analysen zur sozialräumlichen Verteilung auf andere Kommunen und zur Entwicklung von Standards für ein dauerhaftes Monitoring stellen sich Fragen zur notwendigen Analysetiefe: Müssen kleinräumige Ebenen wie die Straßenabschnitte zwingend herangezogen werden? Ist langfristig eine noch höhere Auflösung der Daten anzustreben? Welcher Aufwand ist gerechtfertigt, kleinräumige Daten als Analy-

sgrundlage zu generieren? Die folgenden Vergleiche sollen helfen, auf diese Fragen Antworten zu finden.

Bei den Belastungen durch Verkehrslärm sind Vergleiche mit der Analyseebene nur auf Basis externer Kosten möglich. Nur damit lassen sich unterschiedlich hohe Lärmpegel räumlich leicht aggregieren und die variierende Bevölkerungsdichte leicht berücksichtigen.

Insgesamt werden in Tabelle 5.7 drei Analyseebenen unterschiedlicher Größe miteinander verglichen. Der Schwerpunkt liegt auf den PLR, für die mit dem Monitoring Soziale Stadtentwicklung ein Indikator vorliegt, der verschiedene Einzelvariablen zur sozialen Lage vereint. Da bei der Variable Migrationshintergrund der Datenbestand am umfassendsten ist und hier auch bisher die deutlichsten Zusammenhänge erkennbar waren, wird auf diese Variable der zweite Schwerpunkt gelegt.

Tabelle 5.7: Räumliche Gliederungsebenen in Berlin

Ebene	Anzahl
Straßenabschnitte	29.655
Planungsräume (PLR)	447
Bezirksregionen	138

Externe Kosten von Verkehrslärm, untergliedert nach sozio-ökonomischen Gruppen, wurden bereits in Kapitel 5.3.1.1 ausgewertet. Sie liegen im Prinzip auf Immissionspunktebene vor, lassen sich aber im Zusammenhang mit ausgewählten sozio-ökonomischen Variablen nur auf der Ebene von Straßenabschnitten darstellen. Auf der nächsthöheren Aggregationsebene, der PLR-Ebene, ist die verfügbare Bandbreite an Indikatoren größer und im Status-Index des Monitoring Soziale Stadtentwicklung (Kapitel 4.2.1.1) zusammengefasst. Der Zusammenhang zwischen Verkehrslärm und dem Status-Index ist dezilförmig in Abbildung 5.21 dargestellt. Mit steigender sozialer Problemdichte gemäß dem Monitoring Soziale Stadtentwicklung nimmt die Lärmbelastung der Einwohner in der Tendenz zu. PLR mit sehr niedriger Problemdichte sind im Durchschnitt gering durch alle Lärmquellen belastet, bei hoher Problemdichte treten je nach Lärmquelle uneinheitliche Trends auf.

Die Ergebnisse beim Status-Index lassen sich mangels Datenverfügbarkeit nicht mit der Straßenabschnittsebene vergleichen. Dies ist nur mit der Migrationsquote möglich. Auch dabei schwächt sich der optisch erkennbare Zusammenhang zunächst ab (Abbildung 5.22). Im Gegensatz zu Abbildung 5.14 sind hier zwischen den Intervallen der Migrationsquote bei allen Lärmquellen Schwankungen ohne klare Tendenz erkennbar. Bei Straßenlärm ist ein mit der Migrationsquote proportionaler Anstieg noch am deutlichsten. Die Belastung

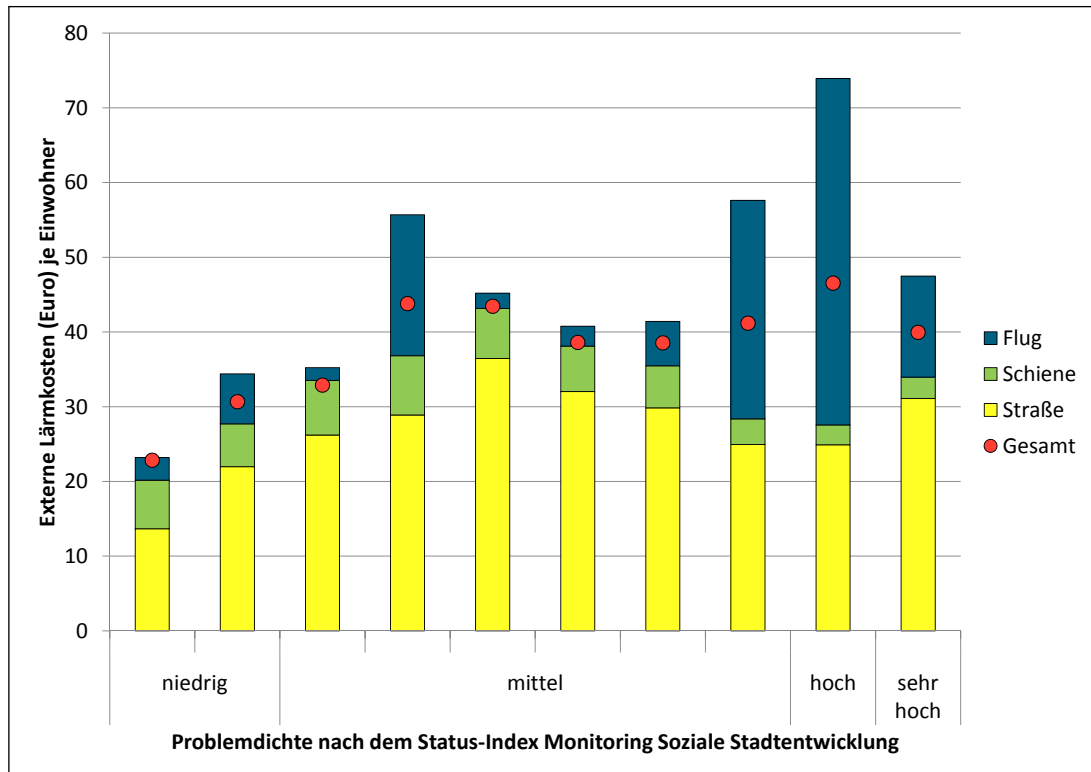


Abbildung 5.21: Durchschnittliche externe Lärmkosten je Einwohner und Jahr (Euro) auf der Ebene von PLR nach Status-Index im Monitoring Soziale Stadtentwicklung 2010

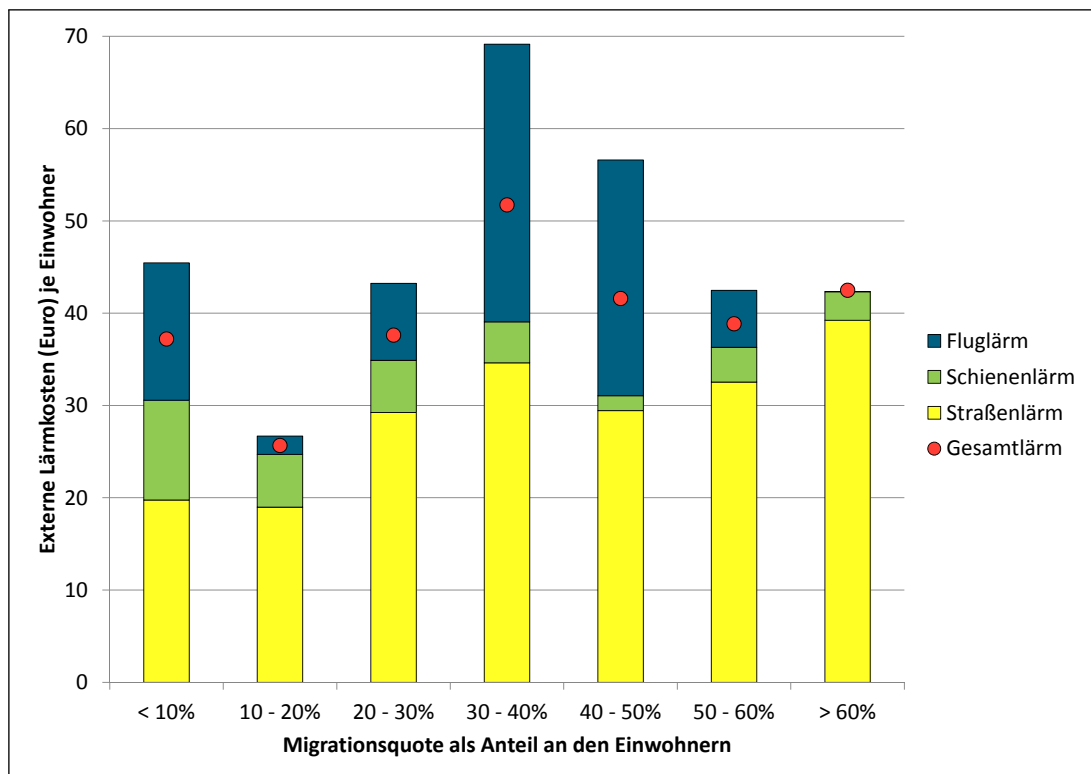


Abbildung 5.22: Durchschnittliche externe Lärmkosten je Einwohner und Jahr (Euro) auf der Ebene von PLR nach Migrationsquote in Berlin im Jahr 2012

durch Schienenlärm schwankt dagegen stärker. Die größten Abweichungen zum proportionalen Anstieg der externen Kosten in Abbildung 5.14 treten bei Fluglärm auf, von dem die PLR mit Migrationsquoten von 30 bis 50% und unter 10 % am stärksten betroffen sind. Entsprechend unterschiedlich ist auch die Belastung durch Gesamtlärm.

Im Gegensatz zu den reinen Durchschnittswerten sind die signifikanten Korrelationskoeffizienten zwischen Lärmbelastung und Migrationsquote auf der PLR-Ebene höher als auf der Gebäude- bzw. Straßenabschnittsebene (Tabelle 5.8). Auf einem ähnlichen Niveau liegt auch der Status-Index mit dem Korrelationskoeffizienten $r_s = 0,18$ für Gesamtlärm.³² Somit gibt es auch auf den stark aggregierten PLR- und Bezirksregionenebenen Zusammenhänge zwischen der durchschnittlichen Lärmbelastung je Einwohner und der Migrationsquote der Gebiete.

Tabelle 5.8: Rangkorrelationskoeffizienten r_s zwischen externen Lärmkosten 2012 und Migrationsquote auf Ebene unterschiedlicher sozialräumlicher Bezugseinheiten. Die Grundgesamtheit N umfasst zwischen 2.788.497 und 3.377.883 Einwohner. Signifikanzniveau (zweiseitig) immer $p < 0,01$. (Ausnahme: Flugverkehr Bezirksregionen nicht signifikant)

Lärmquelle	Gebäude/Straßenabschnitt	Planungsraum	Bezirksregion
Straßenlärm	0,217	0,406	0,425
Schienenlärm	-0,051	-0,316	-0,402
Fluglärm	0,140	0,031	-0,120
Gesamtlärm	0,179	0,236	0,198

Trotz dieser augenscheinlich hohen Koeffizienten fehlt auf dieser räumlichen Ebene ein kausaler Zusammenhang. Dafür ist die Struktur der PLR zu heterogen. Werden alle PLR einzeln betrachtet, lassen sich Standardabweichungen innerhalb der 431 betrachteten PLR berechnen. Das arithmetische Mittel aller Standardabweichungen der Migrationsquote beträgt 11,2 %. Bei externen Lärmkosten je Einwohner betragen die Standardabweichungen 44 Euro für Straßen-, 15 Euro für Schienen-, 7 Euro für Flug- und 46 Euro für Gesamtlärm. Die Standardabweichungen der Lärmbelastung sind somit zum größten Teil höher als die durchschnittlich pro Einwohner getragenen externen Kosten in Abbildung 5.22.

Die Auswirkungen der Heterogenität können exemplarisch an Fluglärm demonstriert werden. Abbildung 5.22 zeigt hohe durchschnittliche externe Fluglärmkosten bei der Migrationsquote 30 bis 50 %. Bei genauerer Betrachtung stellt sich heraus, dass von den 14 PLR mit den höchsten durchschnittlichen Fluglärmkosten alle bis auf zwei eine Migrationsquote von 30 bis 50 % aufweisen. Die mittlere Standardabweichung der Migrationsquote liegt dabei bei 14,47 %. Bei den PLR mit der höchsten Fluglärmbelastung liegt sie

³²Straßenlärm: $r_s = 0,23$; Schienenlärm: $r_s = -0,15$; Fluglärm: $r_s = 0,13$; jeweils $p < 0,01$

tendenziell noch höher. Insgesamt ist bei den stark durch Fluglärm belasteten PLR die Migrationsquote deutlich heterogener verteilt.

Diese Heterogenität hat Auswirkungen auf die ermittelten externen Kosten je sozio-ökonomischer Gruppe. Werden die externen Fluglärmkosten der sechs am höchsten belasteten PLR³³ statt den Migrationsquoten auf der PLR-Ebene den Quoten auf der Straßenabschnittsebene zugeordnet, verändert sich das Ergebnis aus Abbildung 5.22 deutlich. Es ist zwar weiterhin keine so klare Tendenz wie bei der vollständigen Betrachtung auf der Straßenabschnittsebene erkennbar. Jedoch zeigt Abbildung 5.23 deutlich, dass allein die Korrektur der Zuordnung bei sechs PLR deutliche Verschiebungen von den Migrationsquoten zwischen 30 bis 50 % hin zu den höheren Migrationsquoten verursacht. Diese Veränderung ist auch stabil bei der korrigierten Zuordnung weiterer PLR.

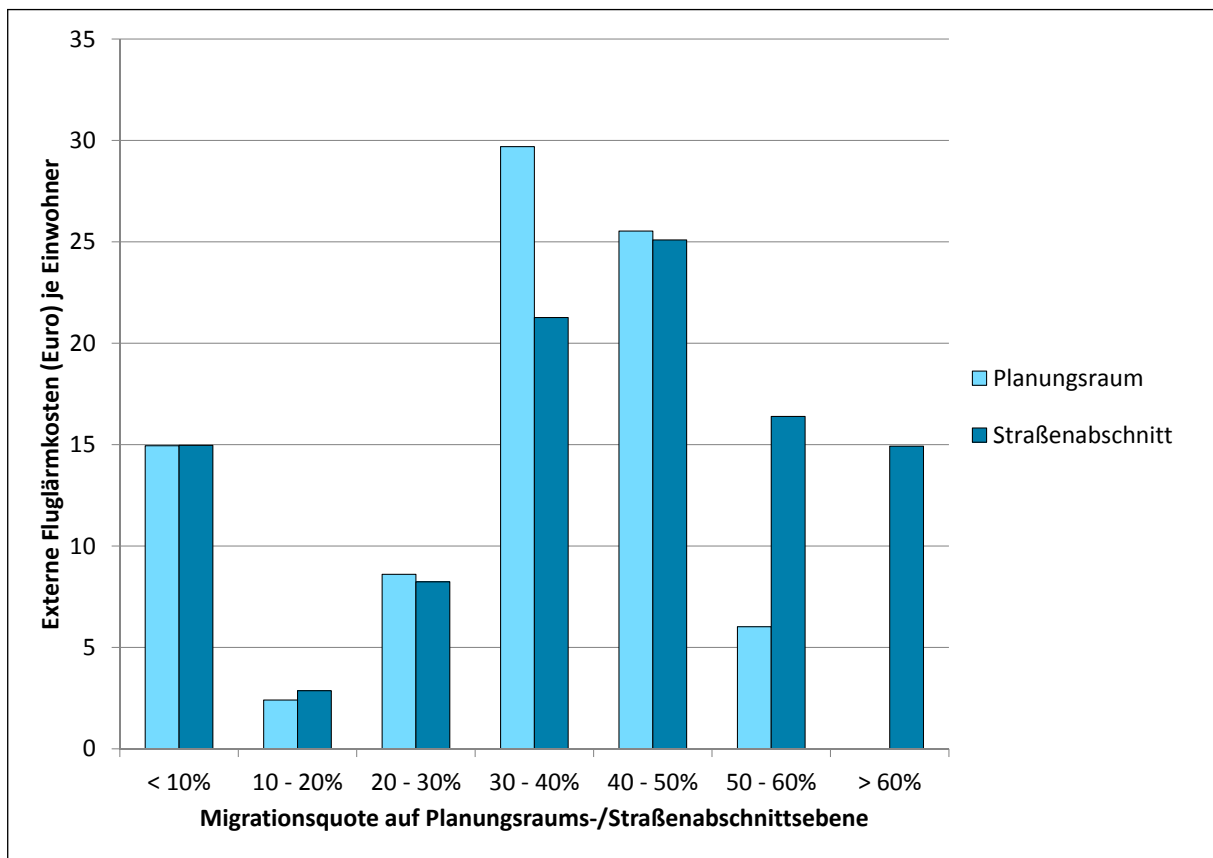


Abbildung 5.23: Externe Fluglärmkosten (Euro) je Jahr nach Migrationsquote 2012 im Vergleich zwischen PLR-gestützter Zuordnung und kombinierter Zuordnung anhand von Straßenabschnitten

Am Beispiel Fluglärm wird deutlich, welche Risiken die Aggregation der Lärmbelastung in großräumigen Gebieten birgt. Zwar war es die Intention von SenStadtUm, die PLR-Grenzen an einer homogenen Sozial- und Milieustruktur auszurichten. Trotzdem sind sie

³³Die höchsten externen Fluglärmkosten je Einwohner treten in den PLR Schäfersee, Hausotterplatz, Eckschanze, Eiswerder, Scharnweberstr. und Letteplatz auf.

teilweise recht heterogen (höchste Standardabweichung Migrationsquote: 32,0 %). Auch wenn Verzerrungen in dem Ausmaß wie bei Fluglärm nicht bei anderen Lärmarten nachgewiesen werden konnten, besteht ein gewisses Risiko von Fehlschlüssen. Hinzu kommt, dass Fluglärm großräumige Belastungskorridore bildet. Die Wirkungen bei Straßen- und Schienenlärm sind deutlich kleinräumiger, wodurch das Risiko von Fehlschlüssen tendenziell steigt.

Die Auswertung der Migrationsquote auf der PLR-Ebene zeigt, dass auf der Straßenabschnittsebene vorhandene Unterschiede durch die Aggregation nicht mehr deutlich feststellbar sind. Die durchschnittlichen externen Kosten je Einwohner liegen für alle Migrationsquoten auf einem ähnlichen Niveau. Verursacht wird dies durch die heterogene Verteilung der Migrationsquote innerhalb der einzelnen PLR. Damit wird deutlich, wie wichtig die Auswertung der sozialräumlichen Verteilung auf möglichst kleinräumiger Ebene (unterhalb PLR bzw. statistischer Bezirke) für aussagekräftige Ergebnisse ist.

5.3.4 Zwischenfazit

Es gibt deutliche Belastungsunterschiede bei den betrachteten sozio-ökonomischen Gruppen. Werden die externen Kosten durch Luftschadstoffe betrachtet, sind Straßenabschnitte mit hoher Migrationsquote um Faktor 2,8 stärker belastet als Straßenabschnitte mit niedriger Migrationsquote (Faktor 1,2 bei SGB-II-Quote). Entsprechend sind die Bewohner von Straßenabschnitten mit hoher Migrationsquote überdurchschnittlich häufig von Überschreitungen des gesetzlichen Grenzwertes für NO_2 zum Schutz der menschlichen Gesundheit betroffen. Der Zusammenhang, gemessen als Korrelationskoeffizient, ist vergleichsweise hoch. Der höchste Zusammenhang liegt mit $r_s = 0,49$ zwischen Migrationsquote und NO_2 vor.

Werden nun die externen Kosten durch Straßenlärm betrachtet, liegt der Faktor zwischen niedriger und hoher Migrationsquote bei 3,4 (Faktor 1,9 bei SGB-II-Quote). Zwar gibt es in Straßenabschnitten mit allen sozio-ökonomischen Gruppen hohe und niedrige Lärmbelastungen. Die Wahrscheinlichkeit, als Bewohner in einem Straßenabschnitt mit hoher SGB-II- und Migrationsquote Lärmpegeln oberhalb von 65 dB ausgesetzt zu sein, ist jedoch überdurchschnittlich hoch. Der Zusammenhang, gemessen als Korrelationskoeffizient, ist allerdings niedrig. Der höchste Zusammenhang liegt mit $r_s = 0,18$ zwischen Migrationsquote und Straßenlärm vor.

Am Beispiel von Lärm kann gezeigt werden, wie wichtig die kleinräumige Analyse der sozio-ökonomischen Daten ist. Wird die Analyse nicht auf der Straßenabschnittsebene, sondern auf Basis der PLR durchgeführt, können die Unterschiede zwischen der Lärmbelastung bei niedriger und hoher Migrationsquote kaum noch festgestellt werden. Die

Ursache liegt in der Inhomogenität der PLR. Somit sollten Umweltgerechtigkeitsanalysen möglichst auf kleinräumigerer Ebene als PLR oder statistische Bezirke umgesetzt werden.

Eine Besonderheit muss bei der Datenstruktur von Straßenlärm beachtet werden. Während bei Luftschadstoffen flächendeckend plausible Belastungen vorliegen, führt die unvollständige Lärmkartierung abseits der kartierten Hauptverkehrsstraßen zu Unsicherheiten. Möglicherweise sind die realen Lärmbelastungen im nichtkartierten Nebennetz höher als in der Strategischen Lärmkarte angegeben. Dadurch könnte die Verteilung zwischen den sozio-ökonomischen Gruppen beeinflusst werden.

5.4 Folgen der unvollständigen Lärmkartierung für die Analyse der sozialräumlichen Verteilung

Die Strategische Lärmkarte basiert auf den Rechenvorschriften der VBUS. Zur Einschätzung, welche Verkehrsstärken im nichtkartierten Nebennetz gewisse Lärmpegel verursachen, wird zunächst ein Rechenmodell betrachtet.

Bei der Strategischen Lärmkarte wird mit der VBUS eine komplexe Kombination der Einflussgrößen auf Lärm abgebildet. Zum Verständnis der konkreten Rolle der Einflussgrößen, speziell der Verkehrsstärke, bietet sich eine Vereinfachung mit festen Rahmenbedingungen an. Folgende Festlegungen werden vorgenommen:

- Es wirkt nur eine echte Schallquelle am Immissionsort. Da allerdings von einer offenen Bebauung (Lückenanteil $> 30\%$) ausgegangen wird, bei der die gegenüberliegende Fassadenseite Schallwellen einfach reflektiert, werden rechnerisch zwei Quellen berücksichtigt. Unter Annahme einer glatten Fassade erhöht sich der Schallpegel durch diese Spiegelschallquelle um etwa 2,5 dB.
- Für das Nebennetz wird ein Fahrstreifen angenommen, der konstante Emissions- und Ausbreitungsbedingungen aufweist.
- Die zulässigen Höchstgeschwindigkeiten variieren zwischen 30 und 50 km/h ohne Unterscheidung zwischen Tag, Abend und Nacht.
- Die Aufteilung des DTV auf Tag, Abend und Nacht erfolgt anhand der Konstanten der VBUS. Die Schwerverkehrsanteile (SV) werden gemäß der vorgegebenen Pauschalen variiert.
- Als Straßenoberfläche wird nicht geriffelter Gussasphalt oder ein gleichwertiges Niveau angenommen. Andere Oberflächen wie Pflaster führen je nach Ebenheit zu Aufschlägen zwischen 2 und 6 dB.

- Steigung bzw. Gefälle sind kleiner als 5 %.
- Der Abstand zwischen Immissions- und Emissionsort beträgt 10 m mit einem ebenen, abschirmungsfreien Schallausbreitungsweg.

Mit der vereinfachten Beispielrechnung wird eine städtische Straße im Nebennetz in einer Umgebung mit verhältnismäßig offener Bebauung abgebildet. Wenn von möglichen Situationen mit lauten Fahrbahnoberflächen oder geschlossener Bebauung abgesehen wird, können die Ergebnisse die Situation entlang vieler städtischer Nebenstraßen angemessen widerspiegeln.

Den Zusammenhang zwischen DTV und Lärmpegel am Immissionsort zeigt Abbildung 5.24. Deutlich wird das Lärminderungspotential durch die Absenkung der zulässigen Höchstgeschwindigkeit von 50 auf 30 km/h, wodurch die Pegel um bis zu 2,5 dB reduziert werden. Die Richtlinie empfiehlt nach Tageszeit gestaffelte Schwerverkehrsanteile (SV). Wird der Anteil exemplarisch auf einen für Nebenstraßen realistischen Wert von ganztägig $SV = 2\%$ angepasst, treten ebenfalls Minderungen, über alle Verkehrsstärken hinweg, von über 2,0 dB auf.

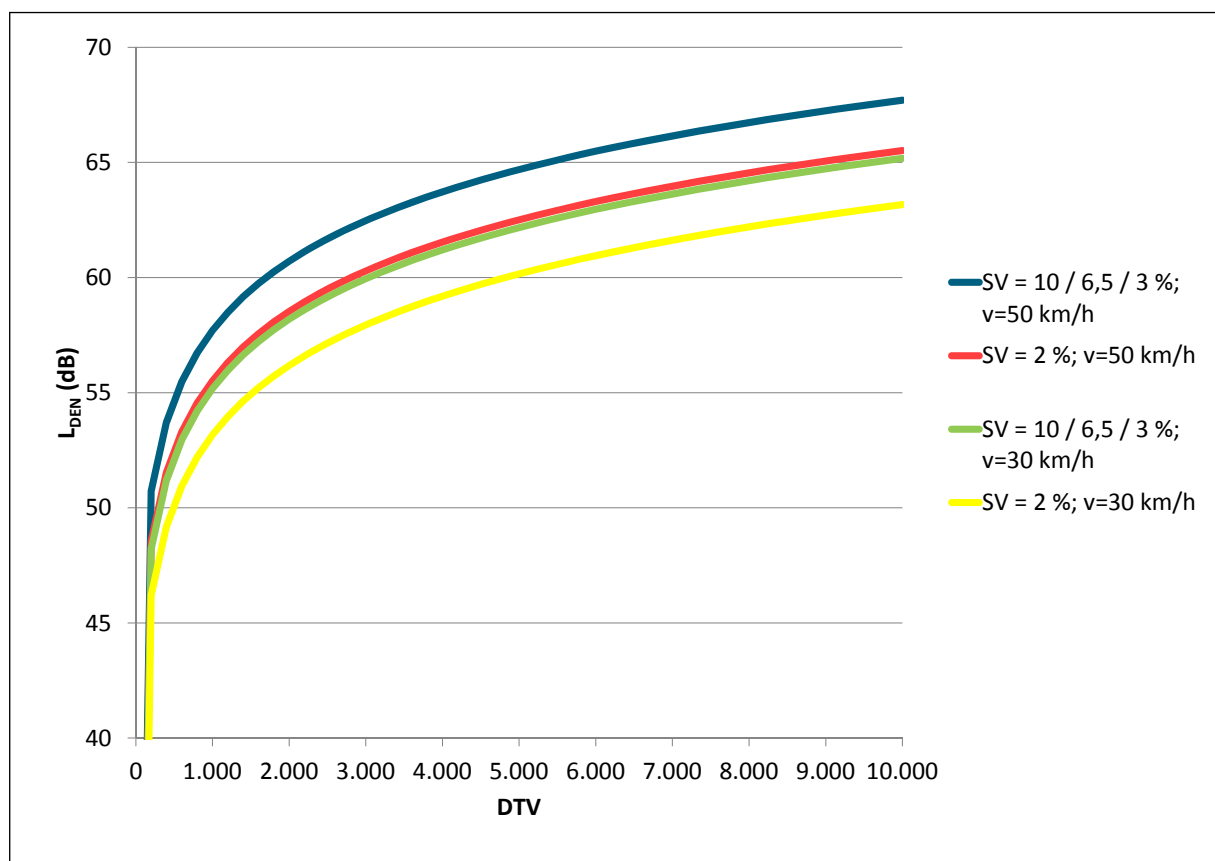


Abbildung 5.24: Einfluss der Verkehrsstärke DTV, der zulässigen Höchstgeschwindigkeit v und des SV-Anteils auf den Immissionspegel L_{DEN} . Der SV-Anteil wird teilweise nach Tag, Abend und Nacht variiert.

An der vereinfachten Beispielrechnung wird deutlich, welcher Immissionslärmpegel durch Straßen mit $DTV < 5.000 \text{ Kfz}/24\text{h}$ verursacht wird. Je nach Geschwindigkeit und SV-Anteil wird die 55 dB-Schwelle bereits zwischen 500 und 1.500 Kfz/24h überschritten, die 60 dB-Schwelle dagegen zwischen 1.700 und 4.800 Kfz/24h. Da nahezu im gesamten Berliner Nebennetz die zulässige Höchstgeschwindigkeit bei 30 km/h liegt,³⁴ ist im Modell der unterste Kurvenverlauf für große Teile des Nebennetzes repräsentativ.

5.4.1 Quantifizierung der Unterschätzung anhand der Strategischen Lärmkarte Dresdens

Wird der Einfluss untersucht, den unterschiedliche DTV-Schwellenwerte auf die Anzahl der Lärmbelasteten haben, ist eine möglichst starke Absenkung der gesetzlichen Mindestgrenze von $DTV > 8.000 \text{ Kfz}/24\text{h}$ hilfreich. Für eine entsprechende Untersuchung ist die Strategische Lärmkarte Dresdens geeignet, die alle Straßen mit $DTV > 3.000 \text{ Kfz}/24\text{h}$ als Emissionsquelle berücksichtigt (Kapitel 4.4.2).³⁵

Nach der Strategischen Lärmkarte gibt es in Dresden 103.000 Menschen, die mit Straßenlärmpegeln $L_{\text{DEN}} > 55 \text{ dB}$ belastet sind. Wäre nur eins zu eins nach dem Schwellenwert $DTV > 8.000 \text{ Kfz}/24\text{h}$ der Umgebungslärmrichtlinie kartiert worden, hätte sich die Zahl der Belasteten auf 66.000 Menschen reduziert. Bei den Belasteten $L_{\text{DEN}} > 70 \text{ dB}$ hätte es nur geringe Veränderungen gegeben, während im Bereich 55 bis 70 dB deutlich weniger Belastete ermittelt worden wären.

Wird nun der Beitrag der Straßen nach ihrer unterschiedlichen DTV-Belastung betrachtet, ergibt sich folgendes Bild: Wären nur Straßen mit $DTV > 5.000 \text{ Kfz}/24\text{h}$ kartiert worden, hätte sich für $L_{\text{DEN}} > 55 \text{ dB}$ eine Unterschätzung von 26 % ergeben. Ergänzt man davon ausgehend auch die Straßen im Bereich $3.000 < DTV < 5.000 \text{ Kfz}/24\text{h}$, liegt wieder eine Unterschätzung um 21 % vor (Abbildung 5.25). Im übrigen führt das engmaschiger kartierte Straßennetz auch in der Pegelkategorie 50 bis 55 dB, die vom Gesetzgeber nicht berücksichtigt wird, zu deutlichen Anstiegen.

Diverse strukturelle Charakteristika mit Relevanz für Straßenlärm unterscheiden sich zwischen Dresden und Berlin. Trotzdem kann geschätzt werden, dass eine Erweiterung des lärmkartierten Netzes auf alle Straßen in Berlin mit $DTV > 3.000 \text{ Kfz}/24\text{h}$ zu einer Erhöhung der Lärmbelasteten über 55 dB um etwa 20 % führen würde. Wie bereits aus Abbildung 5.24 abzuleiten ist, verändern sich fast nur Lärmpegel bis maximal etwa 70 dB. Offen bleibt allerdings der mögliche Einfluss von Straßen unterhalb dem $DTV > 3.000 \text{ Kfz}/24\text{h}$.

³⁴Abgeordnetenhaus Berlin, 2012, S. 1

³⁵Die hier dargestellten Ergebnisse basieren in Teilen auf gemeinsamen Auswertungen mit Julia Gerlach.

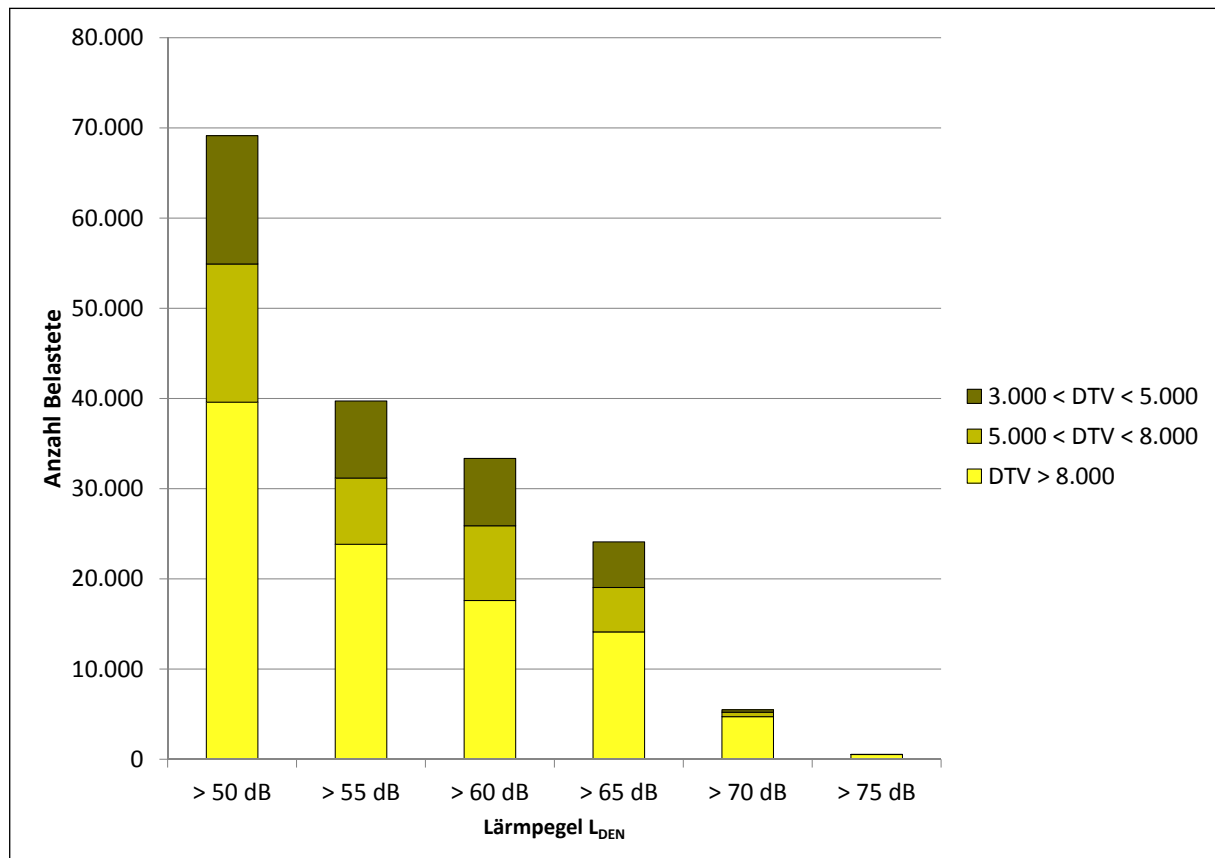


Abbildung 5.25: Anzahl der Lärmbelasteten nach Lärmpegel L_{DEN} und Verkehrsstärke DTV der Straßen in Dresden im Jahr 2012

5.4.2 Quantifizierung der Unterschätzung anhand einer exemplarischen Vollkartierung in Dresden

Die Strategische Lärmkarte Dresdens zeichnet sich bereits durch den niedrigen DTV-Schwellenwert von 3.000 Kfz/24h aus. Welchen Beitrag Straßen mit noch weniger Verkehrsbelastung zur realen Lärmbelastung leisten, bleibt aber auch hier verborgen.

Im exemplarisch ausgewählten Untersuchungsgebiet Striesen-Ost in Dresden wird ein Kartierungsszenario in Anlehnung an die Strategische Lärmkarte ($DTV > 3.000$ Kfz/24h) mit einem Szenario verglichen, bei dem alle Straßen als Lärmquelle berücksichtigt werden (Methodik in Kapitel 4.4.3). Im Ergebnis zeigen sich dabei nennenswerte Unterschiede.

Aus räumlicher Perspektive zeigt die Rasterkarte (Abbildung 5.26) Pegeldifferenzen abseits des üblicherweise lärmkartierten Straßennetzes von bis zu 24 dB. Voraussetzung für derart hohe Pegel sind entweder Verkehrsstärken oberhalb des DTV-Schwellenwertes der Strategischen Lärmkarte oder Emissionszuschläge aufgrund von Pflasteroberflächen. In der Differenzkarte spiegelt sich auch wider, dass die Nordost-Südwest-Straßen ein höheres Verkehrsaufkommen aufweisen als die Südost-Nordwest-Straßen.

Der Anteil der Lärmbelasteten bei den Immissionspunkte $L_{DEN} > 55$ dB steigt dadurch

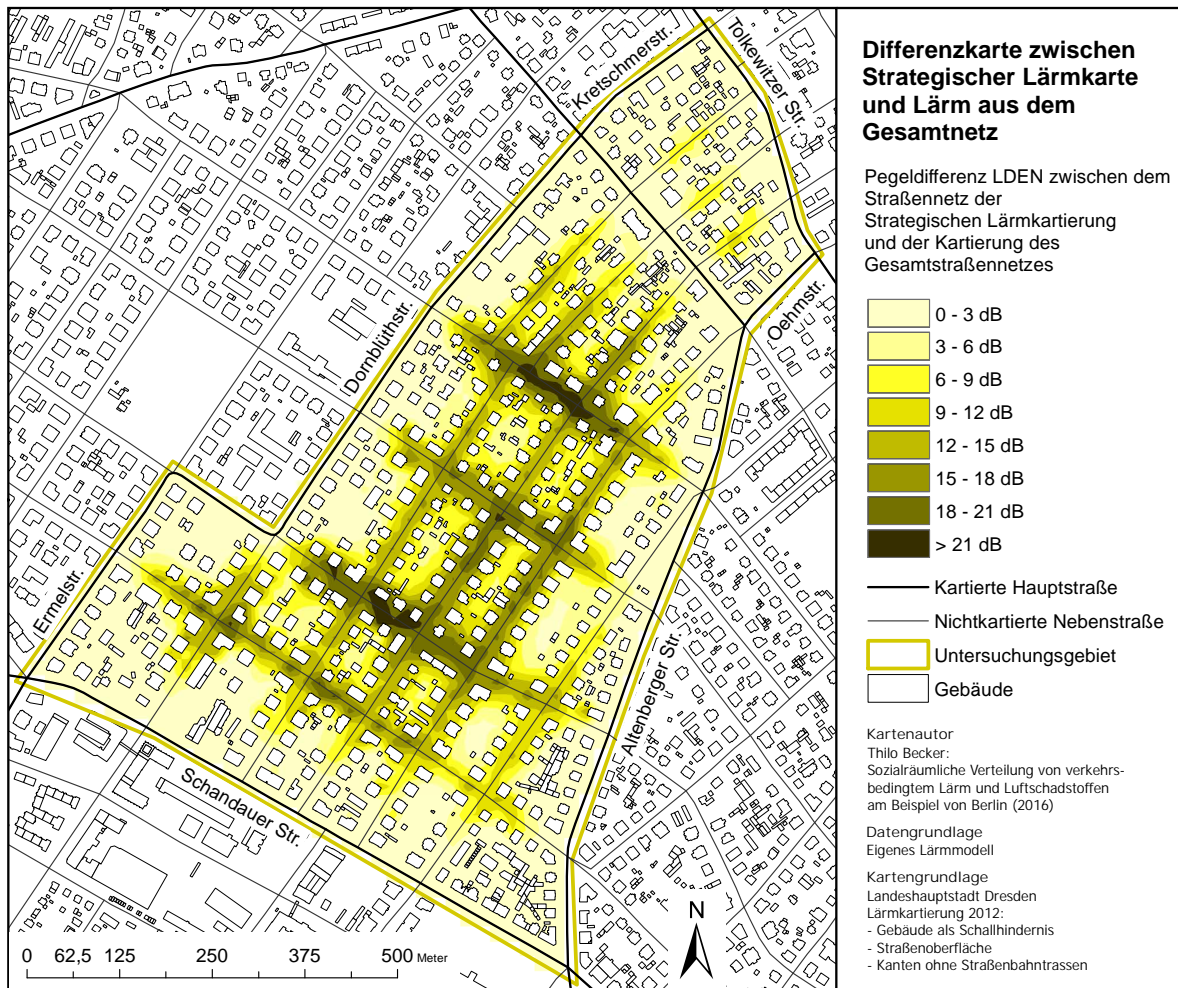


Abbildung 5.26: Differenz des Lärmpegels L_{DEN} zwischen dem lärmkartierten Netz der Strategischen Lärmkarte und dem Gesamtstraßennetz in Dresden-Striesen

von 15,8 % auf 19,0 %, was einem Belastetenanstieg von 20 % entspricht. Abbildung 5.27 zeigt deutlich, dass der Anstieg speziell auf die Pegelbereiche 55 bis 60 dB (+ 21 %) und 60 bis 65 dB (+ 34 %) zurückzuführen ist. Oberhalb von 66 dB gibt es keinerlei Erhöhung der Belastetenzahl durch die Einbeziehung aller Straßen im Untersuchungsgebiet.

Markant ist bei der Verteilung der Lärmbelasteten der Pegelbereich rund um 65 dB. Dieser Pegel ist im Untersuchungsgebiet typisch für Straßen, die am Gebietsrand mit Wohnbebauung liegen und eine vergleichsweise konstante Verkehrsbelastung über einen längeren Abschnitt aufweisen. Der DTV liegt bei 4.000 bis 5.000 Fahrzeugen mit höherem SV-Anteil. Aufgrund der homogenen Struktur tritt der Pegel nahezu an der gesamten vorderen Fassade auf, was somit das gehäufte Auftreten erklärt.

Methodisch orientiert sich diese Vollkartierung im Stadtteil Striesen an der Richtlinie VBUS, die einen Mittelungspegel errechnet. Nicht abschließend geklärt ist allerdings die prinzipielle Eignung des Verfahrens. So basiert bei einigen Straßen mit $DTV = 350 \text{ Kfz}/24\text{h}$ der Pegel L_{Night} entsprechend der stadtweit gemittelten Stundenanteile auf nur 4 Fahrzeu-

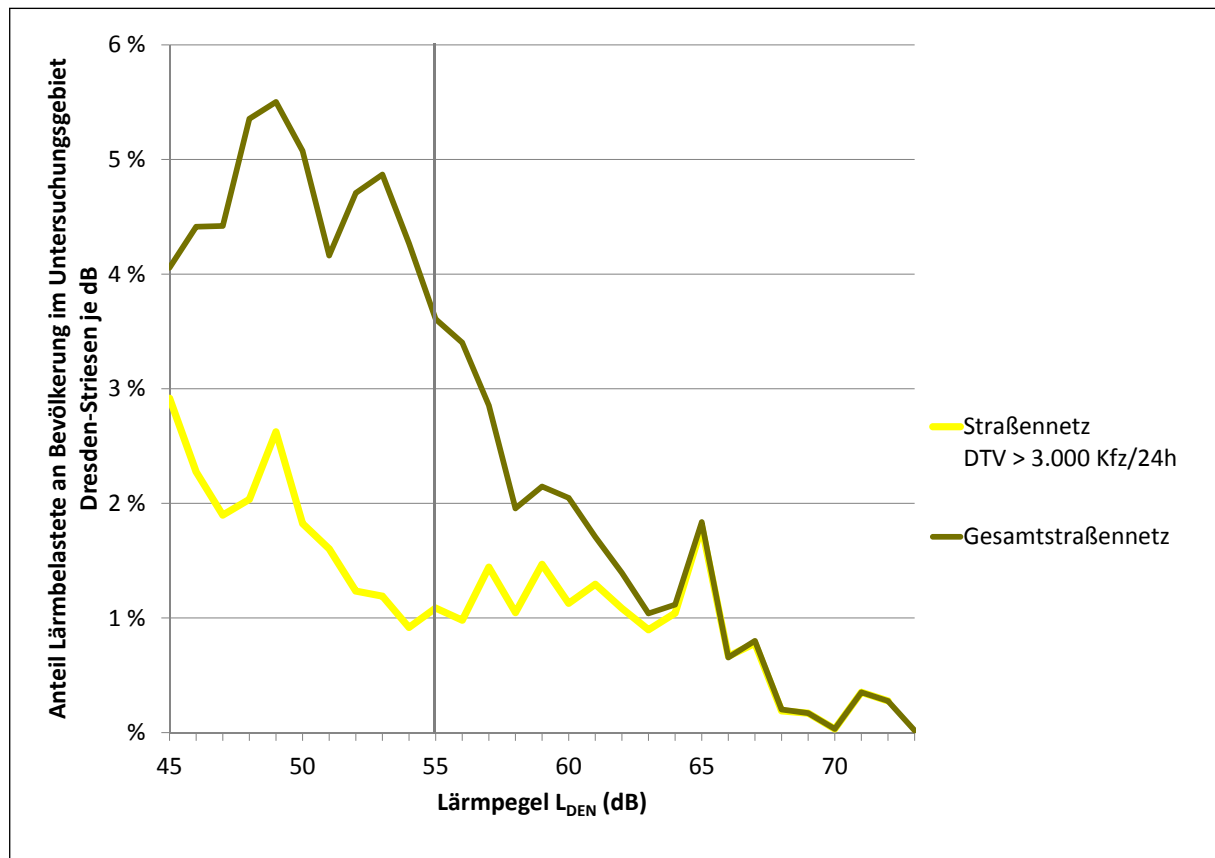


Abbildung 5.27: Anteil der Lärmbelasteten je Lärmpegel L_{DEN} bei Strategischer Lärmkartierung mit Straßen DTV > 3.000 Kfz/24h und dem Gesamtstraßennetz im Vergleich

gen pro Stunde. Da sich die gemittelten Stundenanteile auch auf das Hauptstraßennetz beziehen, könnte die Verkehrsstärke in den Wohnstraßen während der Nacht sogar noch niedriger sein. Bei derart niedrigen Verkehrsstärken ist aus Sicht der menschlichen Wahrnehmung die Betrachtung von Mittelungspegeln begrenzt geeignet. Stattdessen wäre in Anlehnung an den Fluglärm die Bewertung von Einzelschallereignissen zu prüfen.

Insgesamt ist aus den Kapiteln 5.4 bis 5.4.2 der Schluss zu ziehen, dass es in Berlin durch die Beschränkung der Lärmkartierung auf das Straßennetz mit DTV > 5.000 Kfz/24h zur Unterschätzung der Lärmbelastung kommt. Werden alle Lärmbelasteten mit $L_{DEN} > 55$ dB betrachtet, ist von etwa 52 % höheren Belastetenzahlen auszugehen.³⁶ Besonders stark tragen dazu die niedrigeren Pegelklassen 55 bis 60 dB (+ 54 %) und 60 bis 65 dB (+ 73 %) bei. Bereits die Pegelklasse 65 bis 70 dB wird nur um + 29 % erhöht. Diese Schätzwerte berücksichtigen explizit nicht die strukturellen Unterschiede zwischen Dresden und Berlin und die Heterogenität der Stadtteile im Stadtgebiet Berlin. Die Dimension zeigt dennoch, dass der methodische Effekt beachtet werden sollte.

³⁶Der Wert ergibt sich aus der Multiplikation der Erhöhung um 26,1 % (ausgehend von DTV > 5.000 Kfz/24h), wenn auch Straßen mit DTV > 3.000 Kfz/24h ergänzt werden und der Erhöhung um 20,3 %, wenn das Gesamtnetz mit DTV < 3.000 Kfz/24h ergänzt wird.

5.4.3 Sensitivitätsanalyse der externen Kosten

Die Strategische Lärmkarte stützt sich allein auf das Hauptverkehrsstraßennetz als Lärmquelle. Emissionen des Nebennetzes sind eine Unbekannte und jedes Gebäude, das entfernt vom Hauptverkehrsstraßennetz liegt, kann potentiell höher durch Straßenlärm belastet sein als angegeben. Zur Überprüfung, welchen Einfluss das Nebennetz auf die Ergebnisse haben könnte, werden den Einwohnern der unbelasteten Gebäude pauschal externe Kosten zugeordnet. Wenn sich dabei die in Kapitel 5.3.1.1 festgestellten Belastungsunterschiede zwischen sozio-ökonomischen Gruppen ausgleichen, würde dies auf die Datenstruktur als Ursache der Ungleichverteilung hindeuten.

Neben dem Basisfall wird in drei Szenarien gerechnet (Kapitel 4.4.5). Dadurch steigt die Anzahl der Gebäude, bei denen externe Kosten durch Straßenlärm auftreten, von 134.434 auf 289.154 an, d. h. auf die Gesamtzahl der Wohngebäude. Bei den Szenarien verändert sich die Summe der externen Kosten erheblich (Tabelle 5.9). Je nach Variante steigt die Summe der externen Lärmkosten des Straßenverkehrs, im Vergleich zum Basisfall zwischen 8 und 54 %, an. Gleichzeitig zeigt die Annäherung des Medians an den Mittelwert, dass in den Szenarien eine deutlich gleichmäßigere Verteilung der angenommenen Lärmbelastung eintritt.

Tabelle 5.9: Szenarienvergleich zur stadtweiten Veränderung der externen Kosten je Jahr (Euro) bei der Sensitivitätsanalyse des Straßenlärms

Szenario	Mittelwert	Median	Summe	Vergleich Kosten Basis - Szenario
Basis: Externe Kosten Straßenlärm	27	0	90.467.685	100 %
Szenario 1: 55 dB und 25 % der Gebäudebewohner	29	4	97.525.089	108 %
Szenario 2: 60 dB und 25 % der Gebäudebewohner	37	17	123.895.074	137 %
Szenario 3: 60 dB und 25 % der Gebäudebewohner sowie 55 dB und 50 % der Gebäudebewohner	41	24	139.108.526	154 %

Im Hinblick auf die sozialräumliche Verteilung zeigen die Abbildungen 5.28 und 5.29 anhand der Mittelwerte deutlich, dass die überdurchschnittliche Straßenlärmbelastung der Bewohner von Straßenabschnitten mit hoher SGB-II- bzw. Migrationsquote bei allen Szenarien auftritt. Allerdings sinkt die Differenz zwischen den Szenarien. Im Maximalszenario *Szenario 3*³⁷ sind die Straßenabschnitte mit mehr als 60 % SGB-II- bzw. Migrationsquote

³⁷60 dB und 25 % der Gebäudebewohner sowie 55 dB und 50 % der Gebäudebewohner

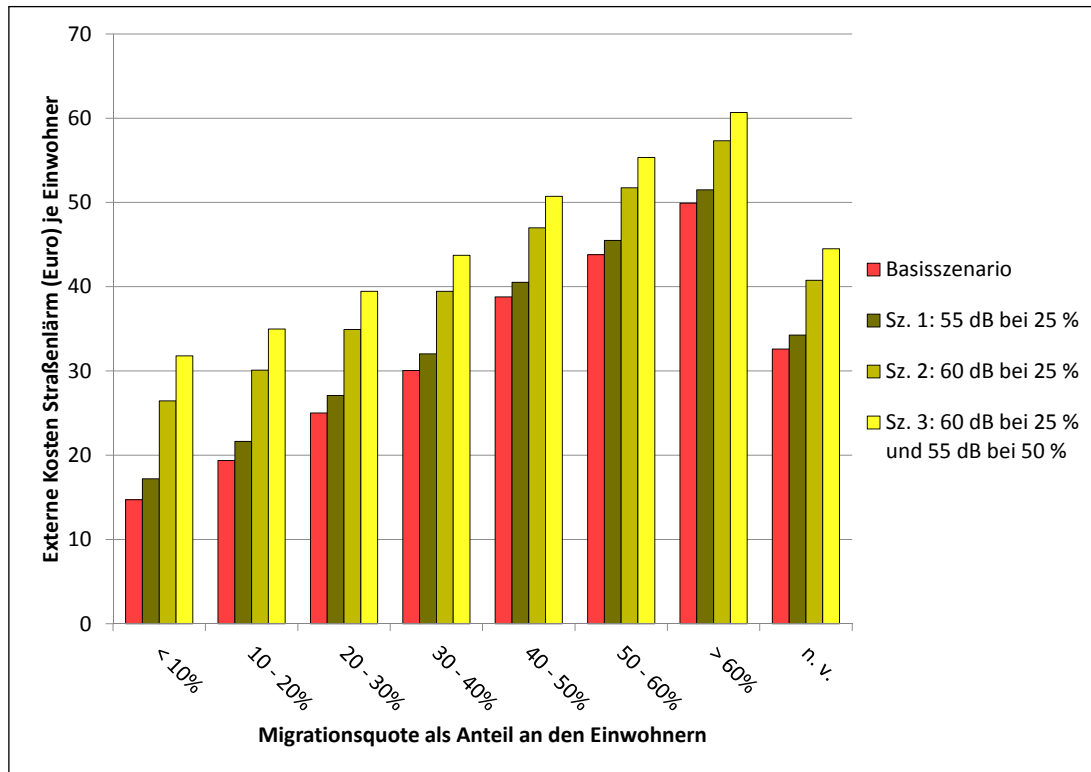


Abbildung 5.28: Externe Straßenlärmkosten (Euro) je Einwohner und Jahr nach Migrationsquote auf Straßenabschnittsebene für Basisfall und Szenarien der Sensitivitätsrechnung

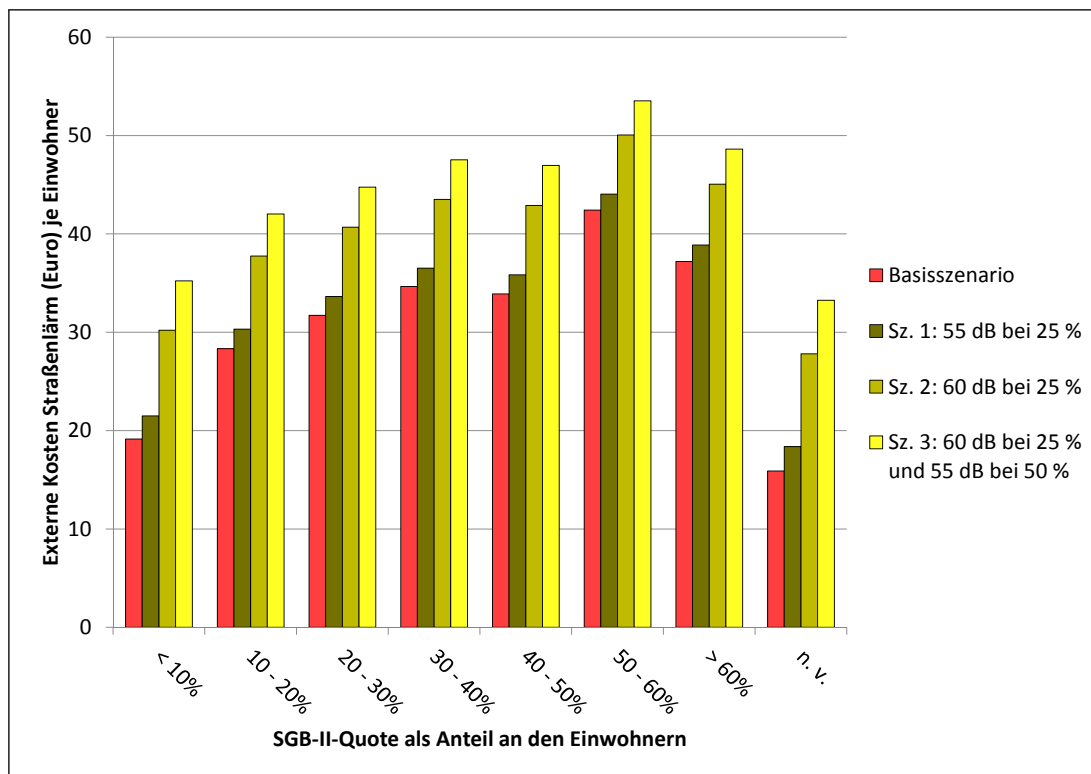


Abbildung 5.29: Externe Straßenlärmkosten (Euro) je Einwohner und Jahr nach SGB-II-Quote auf Straßenabschnittsebene für Basisfall und Szenarien der Sensitivitätsrechnung

um Faktor 1,4 bzw. 1,9 stärker belastet als bei niedrigerer Quote bis 10 %. Der Unterschied ist kleiner als bei den Verhältnissen im Basisfall mit einem Anstieg um 1,9 bzw. 3,4. Werden die Anstiege der externen Kosten innerhalb der sozio-ökonomischen Gruppen betrachtet, unterscheiden sich die relativen Änderungen zwischen dem Basisfall und dem Maximalszenario. Beispielsweise steigen die externen Lärmkosten zwischen den Szenarien bei der Migrationsquote „über 60 %“ um 22 % an, während sie sich bei der Quote „unter 10 %“ um 116 % erhöhen.

Es zeigt sich, dass bei den Sensitivitätsanalysen Anwohner in Straßenabschnitten, die durch niedrigere SGB-II- und Migrationsquoten geprägt sind, fiktiv stärker belastet werden.

Insgesamt wird deutlich, dass viele Straßenabschnitte mit hohen SGB-II- und Migrationsquoten im Einwirkungsbereich lärmkartierter Straßen liegen und sehr hohen Lärmpegeln ausgesetzt sind. Straßenabschnitte mit niedrigen SGB-II- und Migrationsquoten liegen dagegen zu einem deutlich geringeren Anteil in diesem Einwirkungsbereich. Wird bei ihnen trotzdem ausnahmslos eine Lärmbelastung von bis zu 60 dB angenommen, verringert sich die Ungleichverteilung der Belastung. Dennoch verdoppeln sich die externen Kosten, beispielsweise bei hohen Migrationsquoten, und die Ungleichverteilung erweist sich als ausgesprochen stabil.

Die Stabilität der Ungleichverteilung bleibt auch bei Berücksichtigung anderer Lärmquellen bestehen. In Bezug auf Gesamtlärm steigt beim Maximalszenario die Summe der externen Kosten nur um 29 % an (Anhang A.25). Dagegen ist in Bezug auf Straßenlärm die Angleichung der Lärmbelastung, über die SGB-II- und Migrationsquoten hinweg, im Maximalszenario geringer. Im Hinblick auf die sozialräumliche Belastungsverteilung fällt bei Gesamtlärm der Einfluss der unvollständigen Kartierung im Straßennebennetz offensichtlich noch weniger ins Gewicht.

5.4.4 Korrigierte belastete Personen durch Straßen- und Gesamtlärm

Zusammenhänge zwischen den Lärmpegeln und den verfügbaren sozio-ökonomischen Variablen konnten bereits in Kapitel 5.3.2.1 gezeigt werden. Obwohl dort in Abweichung von der originalen Strategischen Lärmkarte bereits die Maximalpegel der Gebäude betrachtet werden, sind durch das fehlende Nebennetz dennoch viele Modellierungsartefakte in die Analyse eingeflossen.

Ähnlich wie bei den externen Kosten können die möglichen Modellierungsartefakte durch pauschales Ersetzen oder Ausschluss aus der Analyse verändert werden (Kapi-

tel 4.4.4). Prinzipiell sind Schwellenwerte zwischen 45 dB³⁸ und 60 dB³⁹ fachlich zu begründen. Ein Vergleich der Korrelationskoeffizienten bei unterschiedlichen Schwellenwerten findet sich in Anhang A.26. Der Schwellenwert $L_{DEN} = 50$ dB wird als primärer Schwellenwert angenommen, da

- hier erste Gesundheitswirkungen nachgewiesen sind (Kapitel 3.1.3.2),
- die Methodik der Strategischen Lärmkarte entlang der kartierten Straßen ab diesem Schwellenwert eine hinreichende Genauigkeit bietet,
- und die Korrekturquote von 24 % bei Gesamtlärm (Straße: 42 %) einen Kompromiss zwischen Informationsverlust und Korrektur eines systematischen Fehlers darstellt.

Mit der Deklaration von Lärmpegeln $L_{DEN} < 50$ dB als fehlende Werte werden die bisher bereits festgestellten Zusammenhänge etwas deutlicher (Tabelle 5.10). Der Korrelationskoeffizient beim Zusammenhang von Straßenlärm und SGB-II-Bezug steigt auf $r_s = 0,12$, beim Zusammenhang von Straßenlärm und Migrationshintergrund dagegen auf $r_s = 0,25$. Etwas niedriger ($r_s = 0,22$) ist der Zusammenhang bei der Migrationsquote, die auf der PLR-Ebene nach dem Stand der „menschlichen Entwicklung“ in den Herkunftsländern gewichtet ist. Bei der Betrachtung einzelner Herkunftsregionen sind die Zusammenhänge auf einem niedrigeren Niveau. Die Variable Pkw je Einwohner zeigt deutliche negative Zusammenhänge ($r_s = -0,22$), d. h. Straßenabschnitte mit geringer Pkw-Dichte sind tendenziell stärker durch Straßenlärm belastet. Sehr uneinheitlich ist der Zusammenhang zwischen dem Seniorenanteil und Lärmpegeln. Je nachdem, ob sehr niedrige Lärmpegel als fehlende Werte oder Konstante gesetzt werden, variieren die Korrelationskoeffizienten stark. Hier liegt kein stabiler Zusammenhang vor. Werden statt Straßenlärm korrigierte Gesamtlärmpegel betrachtet, ist der Zusammenhang dagegen etwas geringer. Die Ursache liegt beim Schienenlärm, bei dem der Zusammenhang entgegengesetzt ist. Dort gilt, dass steigende SGB-II- und Migrationsquoten mit sinkender Schienenlärmbelastung einhergehen.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass es signifikante soziale Ungleichheiten bei der Verteilung der Lärmbelastung in Berlin gibt. Am deutlichsten sind die Ungleichheiten bei sozialen und ethnischen Parametern, so dass sozial benachteiligte Bevölkerungsgruppen stärkeren Belastungen ausgesetzt sind. Die entgegengesetzte Richtung des Zusammenhangs bei den Parameter Pkw-Dichte und Alter lässt sich auf die jeweilige räumliche Verteilung (z. B. höhere Pkw-Dichte am Stadtrand) zurückführen.

³⁸Havard u. a., 2011, S. 367

³⁹Abbildung 5.24 zeigt, dass bei Tempo 30, einem $SV = 2$ % und $DTV = 5.000$ Kfz/24h unter üblichen Rahmenbedingungen etwa 60 dB erreicht werden.

Tabelle 5.10: Rangkorrelationskoeffizienten r_s zwischen maximalen Lärmpegeln $L_{DEN} > 50$ dB auf der Gebäudeebene 2012 und sozio-ökonomischen Parametern. Die Grundgesamtheit N umfasst zwischen 2.148.929 und 3.314.485 Einwohner. Signifikanzniveau (zweiseitig) immer $p < 0,01$.

Bezugseinheit	Straßenlärm		Gesamtlärm	
Berücksichtigung der Werte $L_{DEN} < 50$ dB	Fehlend	Konstante	Fehlend	Konstante
Migrationsquote	0,245	0,200	0,215	0,152
SGB-II-Quote	0,120	0,098	0,122	0,107
Pkw je Einwohner	-0,220	-0,137	-0,195	-0,129
Seniorenanteil (Alter > 65 Jahre)	-0,154	-0,053	-0,114	-0,055
Migrationsquote nach HDI (Herkunft) gewichtet	0,231	0,199	0,209	0,158
Migrationsquote Kinder (Alter < 18 Jahre)	0,208	0,189	0,193	0,149
Migrationsquote aus ehem. Sowjetunion	0,156	0,174	0,163	0,161
Migrationsquote aus Türkei	0,159	0,124	0,144	0,075
Migrationsquote aus Polen	0,174	0,149	0,162	0,106
Migrationsquote aus Vietnam	0,146	0,155	0,107	0,102
Migrationsquote aus Arabischen Ländern	0,191	0,159	0,168	0,105
Migrationsquote aus Islamischen Ländern	0,183	0,145	0,164	0,099
Minimum Grundgesamtheit	1.826.568	3.158.320	2.148.929	2.788.497
Maximum Grundgesamtheit	1.916.329	3.314.485	2.517.887	3.314.485

5.4.5 Räumliche Unterschiede beim Zusammenhang zwischen Verkehrslärm und Sozialstruktur

Alle bisherigen Ergebnisse sind für das gesamte Bundesland Berlin dargestellt worden. Aus Verwaltungssicht spielt allerdings die darunter liegende Ebene, nämlich die 12 Bezirke, eine wichtige Rolle. Sie haben nicht den Status einer eigenen Gebietskörperschaft, wie etwa eine Kommune, sondern sind „Selbstverwaltungseinheiten Berlins ohne Rechtspersönlichkeit“.⁴⁰ Mit ihrer Größe zwischen 220.000 und 370.000 Einwohnern stellen sie allerdings bedeutende raumstrukturelle Einheiten dar, die in den Themenbereichen Umwelt, Verkehr und Soziales teils erhebliche Entscheidungsspielräume haben. Deshalb ist es legitim und notwendig, die Auswertung auf der Bezirksebene zu verfeinern.

Trotz vieler Gemeinsamkeiten unterscheidet sich die sozio-ökonomische Struktur der Bezirke untereinander. Einzeln betrachtet weisen sie dennoch ein ausreichendes Mindestmaß an Heterogenität auf, um Zusammenhänge zwischen Umweltbelastung und sozio-ökonomischen Variablen zu analysieren. So liegt die niedrigste Standardabweichung bei der Migrationsquote auf der Straßenabschnittsebene in Treptow-Köpenick immer noch bei 9 %. Auf der Ebene der Gesamtstadt liegt die Standardabweichung bei 20 %.

Die Korrelationskoeffizienten zwischen Gesamtlärm und den beiden wichtigsten Variablen SGB-II- und Migrationsquote unterscheiden sich stark innerhalb der Bezirke. In Reinickendorf und Tempelhof-Schöneberg beträgt der Korrelationskoeffizient r_s bei SGB-II 0,27 bzw. 0,26 (immer $p < 0,01$). Noch höher ist er in den beiden Bezirken bei der Migrationsquote mit $r_s = 0,38$ bzw. $r_s = 0,40$ (Abbildung 5.30 und Anhang A.27). Die beiden zentral gelegenen Bezirke Mitte und Friedrichshain-Kreuzberg gehören bezüglich SGB-II- und Migrationsquote jeweils zu den Bezirken mit den niedrigsten Zusammenhängen. Auffällig ist ferner bei beiden Variablen ein klarer Unterschied entlang der ehemaligen Berliner Mauer. Im Westteil der Stadt sind die Zusammenhänge hoch. Im Ostteil der Stadt, die beiden zentralen Bezirke eingeschlossen, befinden sich jeweils die 6 Bezirke mit den niedrigsten Korrelationskoeffizienten.

Klar ist, dass die niedrigen Korrelationskoeffizienten nicht in der Homogenität der östlichen Stadtteile begründet sind, da die Standardabweichungen der sozio-ökonomischen Variablen jeweils mittel bis hoch sind. Eine Ursachenanalyse ist im Rahmen der Auswertung schwierig, da die Daten in der vorliegenden Form keine Prozessbetrachtung erlauben. Notwendig wäre es dazu beispielsweise, Wanderungsbewegungen der Bevölkerung zu analysieren. Dabei ließe sich klären, ob die erkennbaren Unterschiede zwischen dem ehemaligen Ost- und Westteil der Stadt eventuell historisch bedingt sind.

⁴⁰ Abgeordnetenhaus Berlin, 2011, § 2

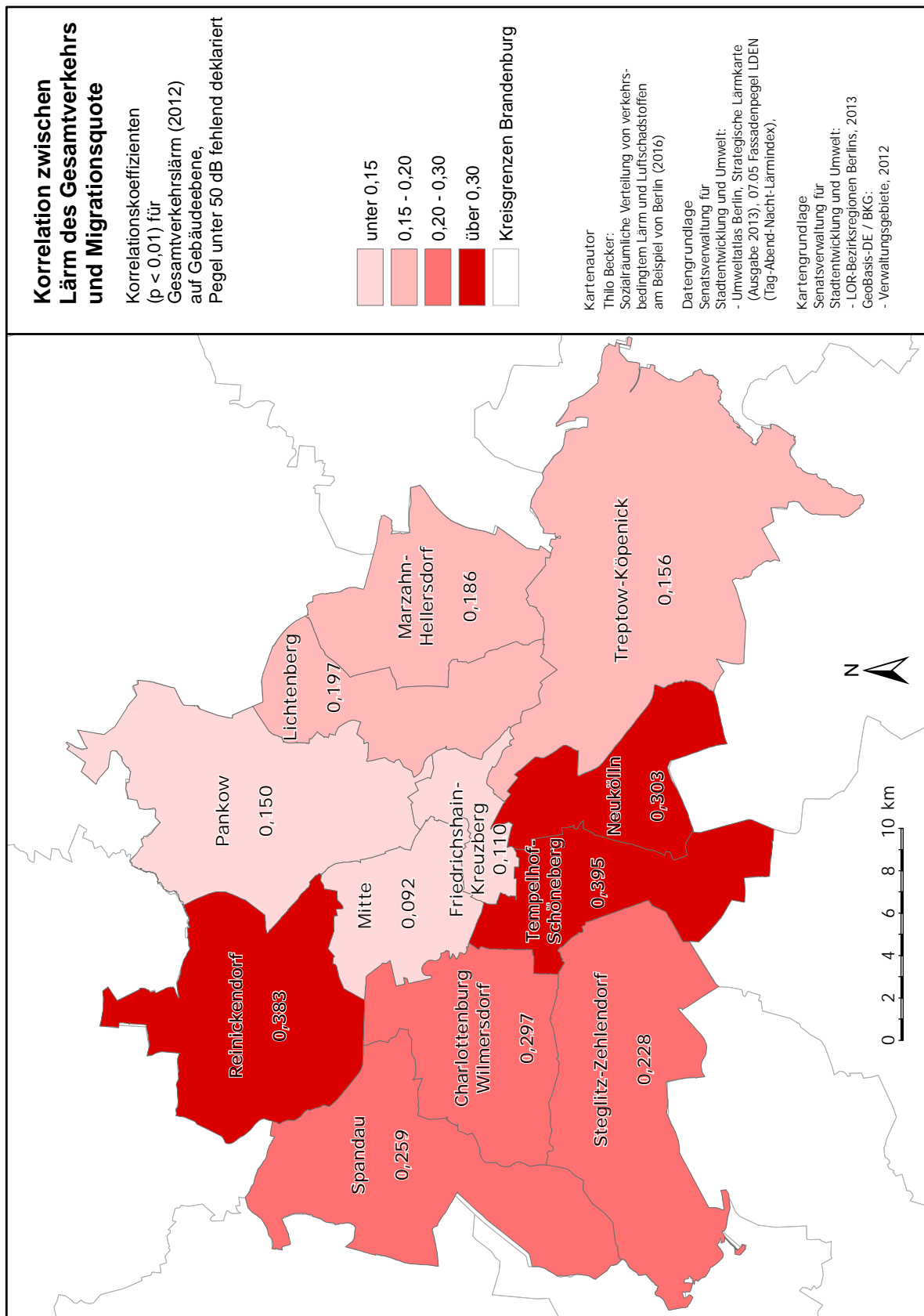


Abbildung 5.30: Rangkorrelationskoeffizienten r_s zwischen Gesamtlärm (Werte unter 50 dB als fehlend deklariert) und Migrationsquote 2012 auf Ebene der Bezirke

5.4.6 Zwischenfazit

Die Strategische Lärmkarte Berlins berücksichtigt nur Hauptverkehrsstraßen mit $DTV > 5.000$ Kfz/24h als Lärmquelle. In der Realität ist das unkartierte Nebennetz allerdings kein ruhiges Gebiet. Welchen Einfluss das Nebennetz auf die Belastetenzahl hat, ist jedoch nur annäherungsweise zu schätzen. Einerseits wurde die Strategische Lärmkarte Dresdens analysiert, bei der alle Straßen mit $DTV > 3.000$ Kfz/24h berücksichtigt sind. Andererseits wurde für einen Stadtteil Dresdens eine exemplarische Vollkartierung durchgeführt, in die Verkehrszählungen aus dem gesamten Nebennetz einfließen. Bei Zusammenfassung dieser Verfahren ergibt sich, dass in Berlin die Anzahl der Lärmbelasteten mit $L_{DEN} > 55$ dB etwa 52 % höher ist als in der Lärmkarte angegeben. Die stärkste Unterschätzung tritt bis $L_{DEN} = 65$ dB auf.

Die Auswirkung dieser Unterschätzung auf die sozialräumliche Verteilung wird überprüft, indem für alle unbelasteten Gebäude in der Strategischen Lärmkarte eine fiktive Belastung angenommen wird. Unter Annahme eines Mindestniveaus externer Kosten für alle Gebäude sinkt der Belastungsunterschied zwischen Straßenabschnitten mit niedrigen und hohen SGB-II- und Migrationsquoten. Selbst im Szenario für die höchste Unterschätzung liegt der Faktor zwischen hoher und niedriger Quote aber immer noch bei 1,4 für die SGB-II-Quote und bei 1,9 für die Migrationsquote. Unter Annahme dieser fiktiven Belastung steigen die Korrelationskoeffizienten zwischen Straßenlärm und den sozio-ökonomischen Variablen. Der höchste Zusammenhang ist bei der Migrationsquote mit dem Korrelationskoeffizienten $r_s = 0,25$ feststellbar.

Selbst unter der Annahme einer fiktiven Belastung sind die Gesamtlärmdaten nach wie vor räumlich hoch aufgelöst. Anstatt das gesamte Land Berlin zu betrachten, kann der Zusammenhang zwischen Lärm und Sozialstruktur auch auf der Ebene der zwölf Bezirke ermittelt werden. Dabei zeigen sich deutliche Unterschiede. Bei der Migrationsquote reicht die Spannbreite der Korrelationskoeffizienten r_s für die Berliner Bezirke von 0,09 bis 0,40. Im Stadtzentrum und im Ostteil der Stadt ist der Zusammenhang niedriger. Die Ursachen für dieses Muster lassen sich mit den Daten der vorliegenden Status-quo-Analyse nicht bestimmen.

5.5 Evaluation von Entwicklungen und Maßnahmen aus Perspektive der Umweltgerechtigkeit

Die bisherigen Ergebnisse sind eine reine Analyse des Status-quo zum Bezugsjahr der jeweiligen Daten. Im Allgemeinen ist mit der gewählten Methodik keine Betrachtung von Veränderungsprozessen möglich.

Es gibt allerdings Ausnahmen. Wenn die Umweltdaten teilweise für mehrere Jahre vorliegen bzw. verschiedene Rahmenbedingungen im Ist-Zustand berücksichtigen, können auch Entwicklungen betrachtet werden. So kann aufgezeigt werden, dass aus Perspektive der Umweltgerechtigkeit auch ein Monitoring bzw. eine Evaluation konkreter Maßnahmen möglich ist.

5.5.1 Lärmaktionsplanung

Mit der Umsetzung der EU-Umgebungslärmrichtlinie ist neben der Erstellung der Strategischen Lärmkarten auch die Lärmaktionsplanung verknüpft. Darin sollen Lärminderungen in den Bereichen Verkehrsplanung und Raumordnung sowie aktive und passive Maßnahmen geplant und umgesetzt werden. Der Berliner Lärmaktionsplan 2008 bis 2012 umfasste, in Zuständigkeit des Landes Berlin, 87 kurzfristige Lärminderungsmaßnahmen. Bei der Erstellung des zweiten Lärmaktionsplanes 2013 bis 2017 erfolgte bisher keine systematische flächendeckende Erfolgskontrolle im Rahmen eines Lärmmonitorings oder einer Evaluation.⁴¹

Gründe für das Unterlassen von Monitoring und Evaluation sind primär methodische Probleme. Wie in Kapitel 4.5.1 dargestellt, lassen sich die Belastungen an den Immissionspunkten in den Lärmkarten 2007 und 2012 nicht eins zu eins vergleichen. Hinzu kommen mögliche Veränderungen bei den Modellparametern und den einbezogenen Emissionsquellen. Daneben muss auch der Modellcharakter der Daten betont werden: Allein die Anordnung von verkehrsrechtlichen Maßnahmen zur Lärminderung, wie Tempo 30, bedeutet nicht unbedingt eine automatische Minderung der Belastetenzahl. Ob eine derartige Anordnung eingehalten wird, wird bei der Modellierung der Strategischen Lärmkarten nicht weiter hinterfragt.

Deshalb ist ausdrücklich der explorative Charakter der folgenden Auswertung zu betonen. *Alle hier dargestellten Ergebnisse unterliegen nennenswerten Unsicherheiten.* Diese Unsicherheiten werden aber in Kauf genommen, um die Notwendigkeit und die Potentiale von Monitoring und Evaluation in der Lärminderungsplanung auch jenseits des unmittelbaren Feldes der Umweltgerechtigkeit zu unterstreichen.

Wird zunächst die Entwicklung der Belastetenzahl betrachtet, fallen Minderungen unmittelbar auf. So sinkt die Anzahl der durch Straßenlärm mit mehr als 55 dB Belasteten um 9 % und der durch Gesamtlärm Belasteten um 6 % (Abbildung 5.31). Eine Ausnahme stellt allein der Schienenlärm dar, der durch Zunahme des Lärms durch Straßenbahn und

⁴¹Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, 2014, S. 10-34

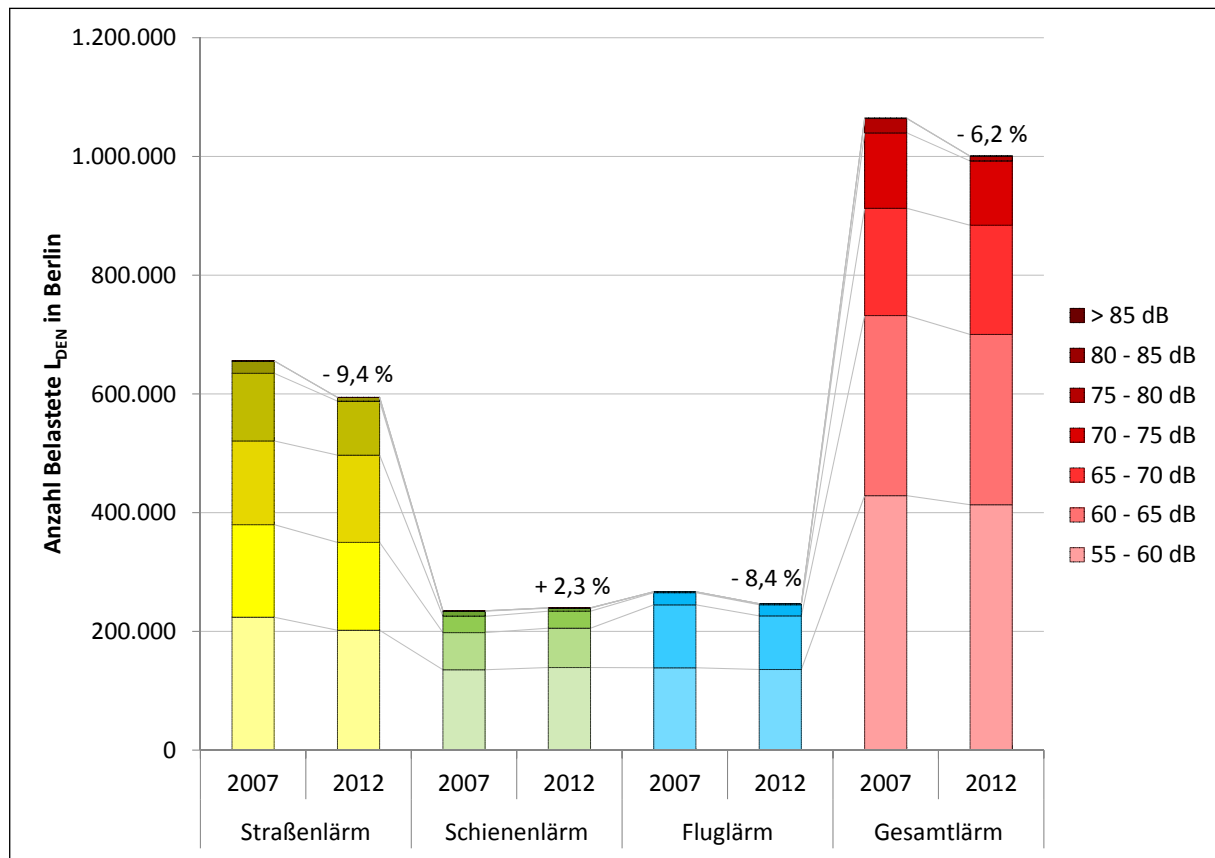


Abbildung 5.31: Anzahl der Belasteten je Lärmpegelklasse L_{DEN} in Berlin im Vergleich zwischen 2007 und 2012 mit prozentualen Veränderungen der Belastetenzahl $L_{DEN} > 55$ dB

U-Bahn (+ 9 %) insgesamt 2 % mehr Belastete aufweist.⁴² Mit den absoluten Lärmpegeln sind auch die externen Kosten aller Verkehrsträger gesunken (Tabelle 5.11). Wird der Gesamtlärm betrachtet, liegt die Reduktion bei 12 %.

Der Effekt, dass die externen Kosten stärker als die Anzahl der Belasteten sinken, hängt mit starken Verbesserungen bei hohen Pegelklassen zusammen. Gerade beim Straßenlärm ist die Zahl der Hochbelasteten (über 75 dB) von 21.000 auf 6.400 deutlich gesunken. Ein Teil davon ist den Erfolgen der Lärmaktionsplanung zuzuschreiben. Werden die Straßenabschnitte, an denen zwischen 2007 und 2012 Lärmminderungsmaßnahmen stattgefunden haben, isoliert betrachtet, ist ein größerer Anteil der Minderungen auf aktive Maßnahmen zurückzuführen: Von den 14.600 Einwohnern, die durch $L_{DEN} > 75$ dB belastet waren und entlastet wurden, leben 2.400 in Straßenabschnitten mit in der Analyse berücksichtigten Maßnahmen gegen Straßenlärm.

⁴²Bei der zweiten Komponente des Schienenlärms, dem Lärm durch S-Bahn und Fernbahn, wird die Unsicherheit der Daten sichtbar. Prinzipiell soll die Karte 2012 dem Stand von 2007 entsprechen. Die Lärmdaten in der Strategischen Lärmkarte für S-Bahn und Fernbahn 2012 wurden als freiwillige Ergänzung durch SenStadtUm neu berechnet und entsprechen nicht dem amtlichen Stand. Obwohl die gleichen Fahrpläne wie bei der amtlichen Karte aus 2007 eingeflossen sind, ist die Belastetenzahl um 1,5 % gestiegen. Ob derartige Veränderungen allein durch das Einpflegen großer Veränderungen bei den Gleislagen (z. B. Ostkreuz) zu erklären sind, kann nicht geklärt werden.

Tabelle 5.11: Externe Kosten (Euro) durch Lärm in Berlin in den Jahren 2007 und 2012

Lärmquelle	2007	2012	Veränderung
Straßenlärm	106.367.776	90.210.772	-15,19 %
Schienenlärm	18.729.501	18.367.696	-1,93 %
Fluglärm	48.378.052	43.367.853	-10,36 %
Gesamtlärm	144.212.652	126.450.699	-12,32 %

Der Mittelwert der externen Straßenlärmkosten je Einwohner ist von 2007 bis 2012 in ganz Berlin um 4,81 Euro auf knapp 38 Euro je Einwohner und Jahr gesunken. Werden hingegen nur die Bereiche betrachtet, in denen Lärminderungsmaßnahmen durchgeführt wurden, sind die externen Kosten im Mittel um 19,65 Euro gesunken. Der Wert unterscheidet sich signifikant vom städtischen Mittelwert.⁴³ Besonders hohe Minderungen konnten durch Erneuerung der Straßenoberflächen, z. B. durch Ersatz von Kopfsteinpflaster, erzielt werden.

Nicht abschließend geklärt werden können die modellierten Minderungen, die abseits der Lärminderungsmaßnahmen gemäß Lärmaktionsplan auftreten. Eine mögliche Ursache ist, dass in einigen Straßen mit stärkeren Minderungen bereits vor dem In-Kraft-Treten des Lärmaktionsplanes Minderungsmaßnahmen stattfanden. Die räumliche Analyse zeigt ferner, dass etwa die Hälfte der Minderungen, die keiner konkreten Maßnahme zuzuordnen sind, in der Nähe von aktiven Maßnahmen liegen. Dabei handelt es sich primär um Maßnahmen in Konzeptgebieten, in denen Maßnahmen in ausgewählten Straßenabschnitten als Paket umgesetzt wurden. Hier sind mehrfach Minderungen identifizierbar, die in Parallelstraßen im Vergleich zu solchen mit Maßnahmen im Lärmaktionsplan auftreten. Mögliche Ursachen können schwer identifizierbare Ausweichverkehre sein, die noch nicht durch Verkehrszählungen identifiziert worden sind. Unabhängig von den Schwierigkeiten bei der kausalen Zuordnung von Lärminderungen zu aktiv durchgeführten Maßnahmen ist festzuhalten, dass die Lärminderungsmaßnahmen in relevantem Umfang zu den Minderungen beitragen.

Wird neben der reinen Wirkung der Maßnahmen auf die Lärminderung auch die soziale Zusammensetzung der Straßenabschnitte betrachtet, ergibt sich aus Perspektive der Umweltgerechtigkeit ein positives Bild. Im arithmetischen Mittel aller Straßenabschnitte in Berlin liegt die Migrationsquote bei 26,8 %, die klassierte SGB-II-Quote bei 27,6 %.⁴⁴ In Straßenabschnitten mit Lärminderungsmaßnahmen weichen Migrationsquote (42,9 %) ⁴⁵

⁴³t-Test: $t(361) = -10,67$, $p < 0,01$

⁴⁴Die SGB-II-Quote liegt auf der Straßenabschnittsebene nur in 10 %-Intervallen vor. Deshalb weichen die hier genannten Werte von den absoluten Quoten ab.

⁴⁵t-Test: $t(80.405) = 219,40$ $p < 0,01$

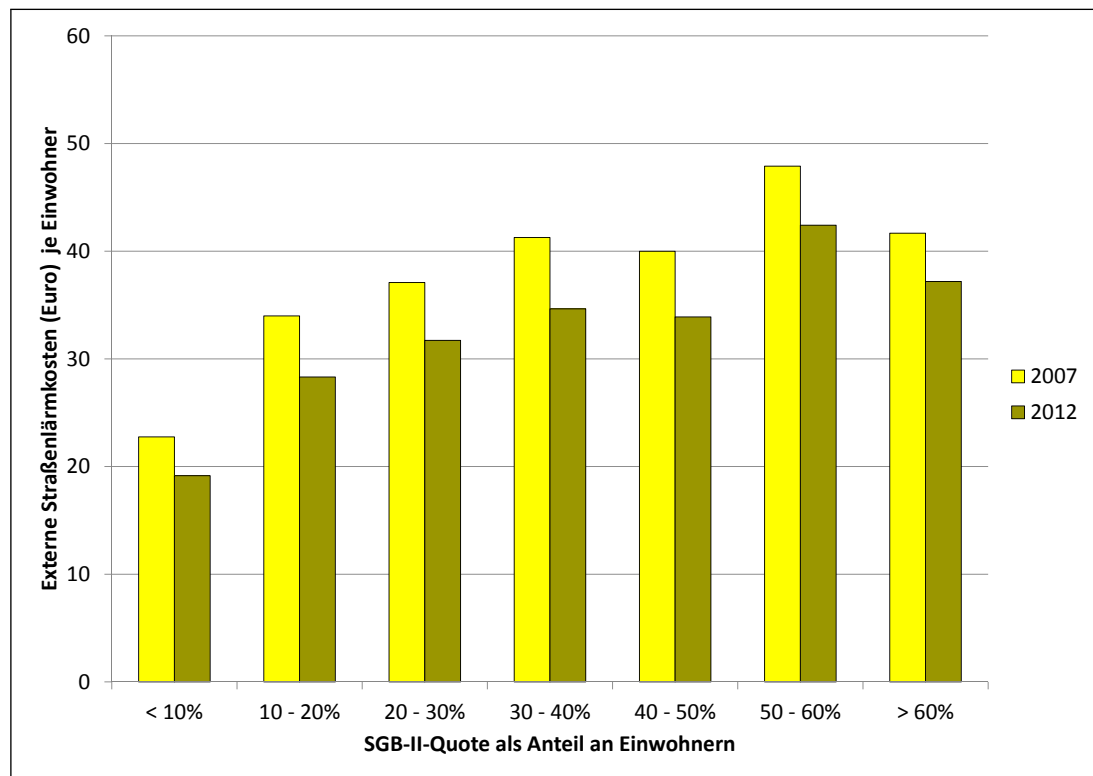


Abbildung 5.32: Durchschnittliche externe Lärmkosten (Euro) durch Straßenverkehr je Einwohner und Jahr nach SGB-II-Quote auf Straßenabschnittsebene in Berlin 2007 und 2012

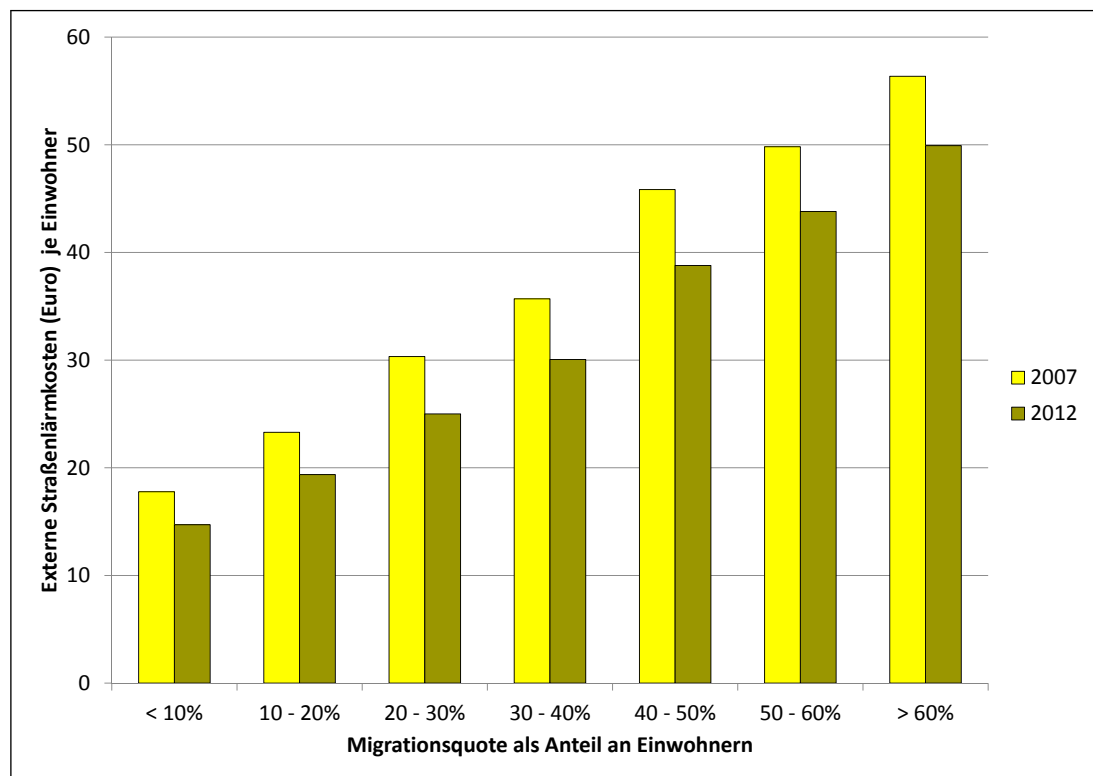


Abbildung 5.33: Durchschnittliche externe Lärmkosten (Euro) durch Straßenverkehr je Einwohner und Jahr nach Migrationsquote auf Straßenabschnittsebene in Berlin 2007 und 2012

und SGB-II-Quote (33,3 %)⁴⁶ signifikant nach oben ab. Gleiches gilt im Vergleich zu den 20 % der Straßenabschnitte mit den höchsten Minderungen pro Einwohner. Hier liegen SGB-II- und Migrationsquote mit 29,3 % bzw. 30,7 % zwar etwas über dem städtischen Durchschnitt, aber gleichzeitig signifikant⁴⁷ niedriger als in Straßenabschnitten mit Lärminderungsmaßnahmen. Die Auswahl der Lärminderungsmaßnahmen hat somit das Potential, zu einer gleichmäßigeren Verteilung von Straßenlärm beizutragen.

Wird das Ergebnis der Lärminderungsmaßnahmen anhand der Strategischen Lärmkarte 2012 überprüft, ergibt sich kein einheitliches Bild. Die externen Kosten sind in allen Gruppen der SGB-II- und Migrationsquoten gesunken (Abbildungen 5.32 und 5.33). Der Faktor zwischen den niedrigsten und höchsten Quoten ist allerdings leicht angestiegen bzw. konstant geblieben. Dies gilt sowohl für die Stadt generell als auch für die Auswahl der Straßenabschnitte mit unterschiedlichen Lärminderungsmaßnahmen. Die Korrelationskoeffizienten zwischen Lärm und sozialen Indikatoren sind ebenfalls nahezu konstant geblieben und unterscheiden sich stattdessen in Abhängigkeit von der methodischen Abgrenzung (Tabelle 5.12).

Tabelle 5.12: Rangkorrelationskoeffizienten r_s zwischen maximalen Lärmpegeln auf der Gebäudeebene und sozio-ökonomischen Parametern in den Jahren 2007 und 2012. Die Grundgesamtheit N umfasst zwischen 1.668.058 und 3.296.531 Einwohner. Signifikanzniveau (zweiseitig) immer $p < 0,01$.

Bezugsjahr	Straßenlärm		Gesamtlärm	
Berücksichtigung der Werte	Fehlend	Konstante	Fehlend	Konstante
$L_{DEN} < 50$ dB				
<i>Migrationsquote</i>				
2007	0,249	0,191	0,217	0,161
2012	0,245	0,200	0,215	0,152
Differenz	-0,004	0,009	-0,002	-0,009
<i>SGB-II-Quote</i>				
2007	0,122	0,082	0,115	0,105
2012	0,120	0,098	0,122	0,107
Differenz	-0,002	0,016	0,007	0,002

Insgesamt machen die durchgeführten Lärminderungsmaßnahmen nur einen begrenzten Teil der Lärminderungen zwischen 2007 und 2012 aus. Offensichtlich spielen mo-

⁴⁶t-Test: $t(79.044) = 102,00$, $p < 0,01$

⁴⁷t-Test: $t(80.405) = 166,83$, $p < 0,01$ und $t(79.044) = 71,99$, $p < 0,01$

delltechnische Einflüsse eine nennenswerte Rolle bei den festgestellten Lärminderungen. Entsprechend schwer ist es, den Beitrag der Lärminderungsmaßnahmen für eine gleichmäßigere soziale Verteilung der Lärmbelastung festzustellen. Die Auswahl der Straßenabschnitte mit Lärminderungsmaßnahmen legt jedoch einen Schwerpunkt auf Straßen mit hohen SGB-II- und Migrationsquoten. Somit tritt in Bezug auf das Verfahren der Lärminderungsplanung keine Benachteiligung dieser Gruppen auf.

5.5.2 Verlegung des Flugverkehrs zum Flughafen Berlin - Brandenburg

Nach der Schließung des innerstädtischen Flughafens Berlin-Tempelhof 2008 und der geplanten Schließung von TXL soll der gesamte Flugverkehr über den Flughafen BER am südlichen Stadtrand abgewickelt werden. Obwohl der tatsächliche Eröffnungstermin noch unsicher ist, können die Folgen für die Lärmbelastung bereits gut mit Modellen abgeschätzt werden.

Mit der Flughafenverlegung und der Kapazitätserweiterung gehen zahlreiche Umweltfolgen einher, insbesondere die auf den gesamten Flugstrecken emittierten und global wirkenden Klimagasemissionen. Im Zentrum der öffentlichen Diskussion steht jedoch vor allem der Fluglärm durch BER und die daraus abgeleiteten Forderungen nach Lärmschutzmaßnahmen. Deshalb beschränkt sich die folgende Analyse auf die (lokal wirkenden) Lärmemissionen.

Im Jahr 2010 gab es im Land Berlin 247.000 Fluglärmbelastete oberhalb $L_{DEN} = 55$ dB. Die genaue Verteilung über die Pegelkategorien ist Abbildung 5.34 zu entnehmen. Der mit Abstand größte Verursacher ist dabei TXL. Dagegen sind nur 6.200 Belastete auf SXF zurückzuführen. Durch die Schließung von TXL entfallen somit die Lärmbelasteten im Nordwesten von Berlin. Neu hinzukommen werden durch die Eröffnung von BER allerdings 5.600 Belastete im Süden von Berlin, die den Pegelkategorien 55 bis 60 dB (+ 5200 Belastete) und 60 bis 65 dB (+ 400 Belastete) ausgesetzt sein werden.

Stärker betroffen sein wird zukünftig das Land Brandenburg. Die 9.700 Lärmbelasteten durch SXF werden auch nach der Eröffnung von BER in Brandenburg betroffen sein. Mit BER steigt die Belastetenzahl oberhalb $L_{DEN} = 55$ dB auf 26.100 Menschen an.

Insgesamt führt die Flughafenverlegung zu einem deutlichen Rückgang der Fluglärmbelasteten. Oberhalb von $L_{DEN} = 70$ dB wird es keine Belasteten mehr geben (bisher: 1.700). Die Summe aller Fluglärmbelasteten oberhalb $L_{DEN} = 55$ dB wird von 256.300 auf 37.800 sinken.

Der Rückgang der Anzahl der Lärmbelasteten spiegelt sich auch in den externen Kosten für Berlin und Brandenburg wider (Abbildung 5.35). Diese sinken von 44,5 Mio. Euro

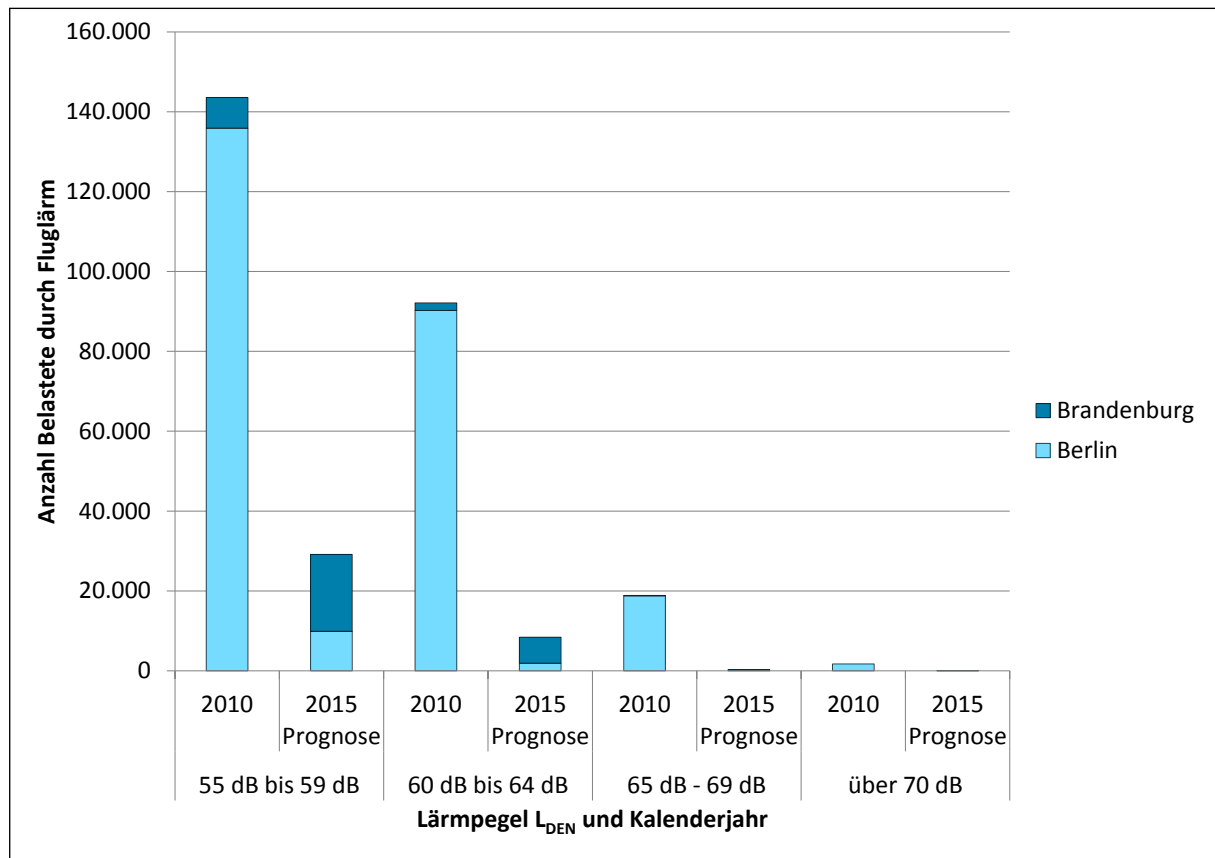


Abbildung 5.34: Entwicklung der Belasteten nach Lärmpegelkategorie durch Verlagerung der Flughafenstandorte von TXL/SXF nach BER zwischen 2010 und 2015

auf 4,5 Mio. Euro je Jahr. Dabei kehrt sich auch das Verhältnis bei der Belastung der Bundesländer um, sodass zukünftig Brandenburg 76 % der externen Kosten zu tragen hat.

Zu betonen ist, dass sich die Auswertung auf die Immissionspunkte an den Fassadenaußenpunkten bezieht. Mit einem Flughafenneubau bzw. einer -erweiterung sind umfangreiche Ansprüche auf passive Schallschutzmaßnahmen in den Wohngebäuden verbunden. Diese können mit der angewandten Methodik nicht berücksichtigt werden. Die tatsächliche Lärmbelastung in Innenräumen liegt somit tendenziell niedriger. Die Schallschutzmaßnahmen führen allerdings nicht zu einer Verbesserung der Aufenthaltsqualität im Freien.

Bei Betrachtung der Flughafenverlagerung aus Perspektive der Umweltgerechtigkeit ergeben sich allein schon durch den Wechsel vom urbanen in den suburbanen Bereich entscheidende Veränderungen. Während in Berlin 24,7 % der Bevölkerung einen Migrationshintergrund besitzen, sind es in den beiden tangierten Landkreisen Dahme-Spreewald und Teltow-Fläming jeweils 4,9 %. Statt bei 20,6 % in Berlin liegt die SGB-II-Quote in diesen beiden Landkreisen bei 7,5 % bzw. 8,0 %. Bei fast allen durch Fluglärm betroffenen Gemeinden liegen dort die Migrations- und SGB-II-Quoten unter 10 %. Die einzige Ausnahme stellt die Gemeinde Schönefeld dar, bei der die Migrationsquote 13 %

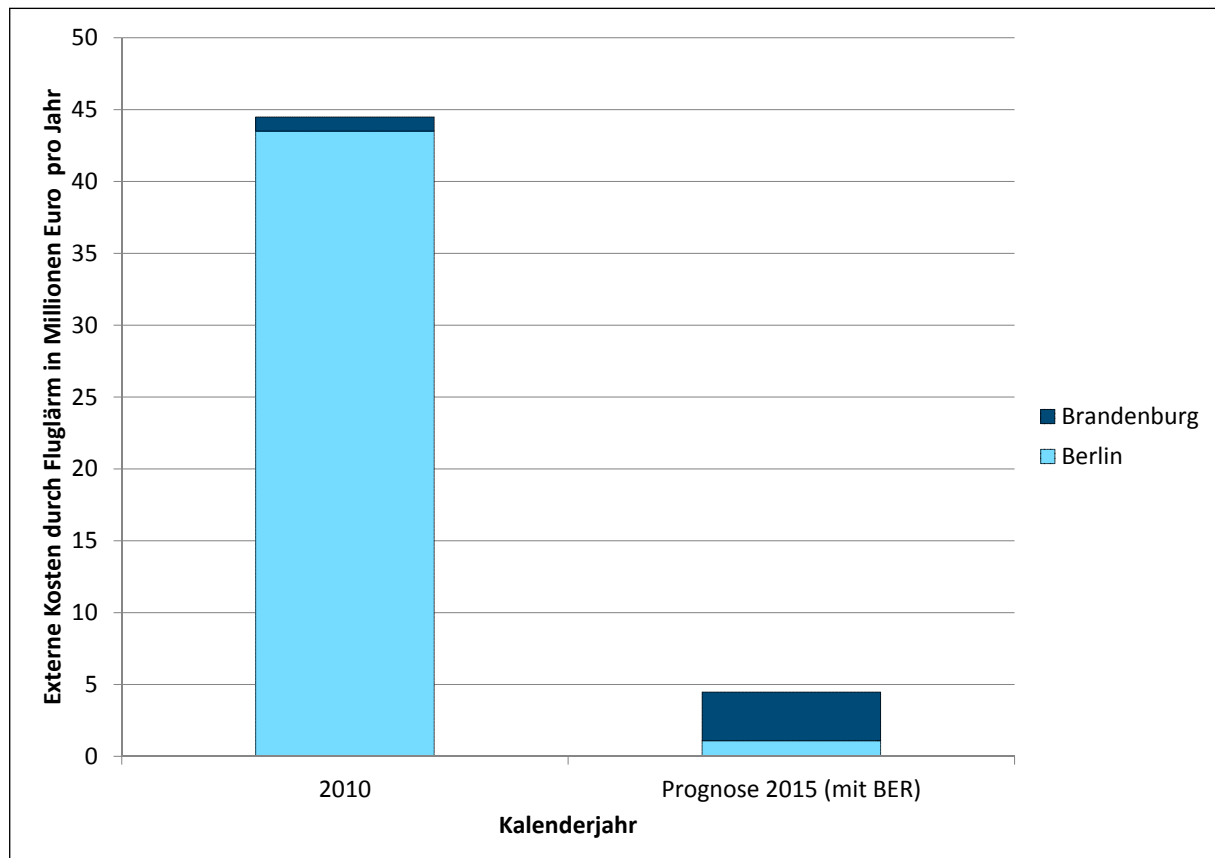


Abbildung 5.35: Jährliche externe Kosten (Euro) durch Fluglärm der Berliner Flughäfen nach den beiden belasteten Bundesländern

beträgt. Werden die beiden Variablen Migrations- und SGB-II-Quote zu Grunde gelegt, ergibt sich für das Land Brandenburg ein vergleichsweise hoher sozialer Status. Diesem durchschnittlichen sozialen Status sind dort alle BER-Fluglärm-belasteten zuzuordnen.

Wird direkt die sozialräumliche Verteilung des Fluglärms betrachtet, beeinflussen auch die durch BER im Berliner Stadtgebiet belasteten Menschen das Ergebnis nicht wesentlich. Durch BER-bedingten Fluglärm sind fast nur Gebiete betroffen, bei denen die Migrations- und SGB-II-Quoten unter 13 % liegen (Abbildungen 5.36 und 5.37). Nur 2,1 % der gesamten externen Kosten durch Fluglärm von BER werden von Einwohnern getragen, die in Straßenabschnitte mit Migrationsquoten oberhalb von 20 % leben (SGB-II-Quote: 1,3 %). Umgerechnet auf Kosten je Einwohner entspricht dies in keiner Gruppe mehr als 0,30 Euro je Jahr. Dagegen entfallen nach Inbetriebnahme von BER die überdurchschnittlich hohen Belastungen der Straßenabschnitte mit hohen Quoten im Umfeld von TXL vollständig.

Insgesamt wird die Flughafenverlagerung zu einer deutlichen Minderung der Lärmbelasteten sowohl im Hinblick auf die absolute Anzahl als auch im Hinblick auf die Pegelhöhe führen. Gleichzeitig findet eine fast vollständige Entlastung der Straßenabschnitte mit hohen Migrations- und SGB-II-Quoten statt. Aus Sicht der Umweltgerechtigkeit trägt die Maßnahme somit zu einer gleichmäßigeren Verteilung von Lärm zwischen den sozio-ökono-

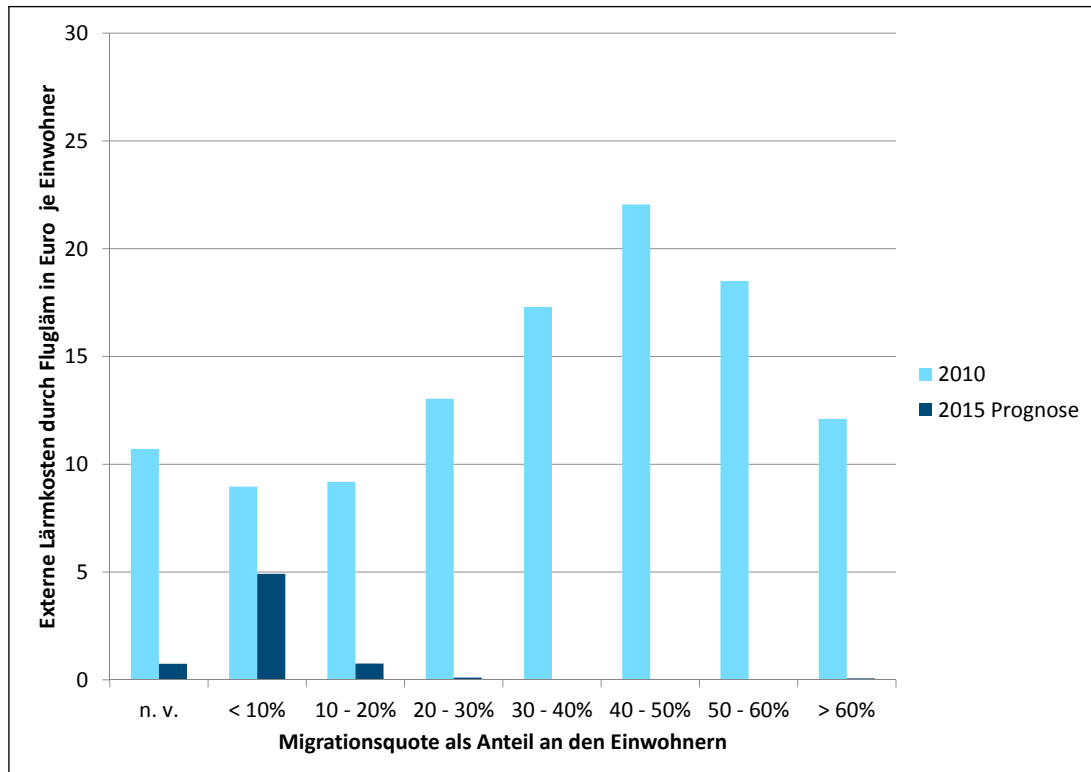


Abbildung 5.36: Durchschnittliche externe Kosten (Euro) durch Fluglärm je Einwohner und Jahr nach Migrationsquote in Berlin und Teilen Brandenburgs

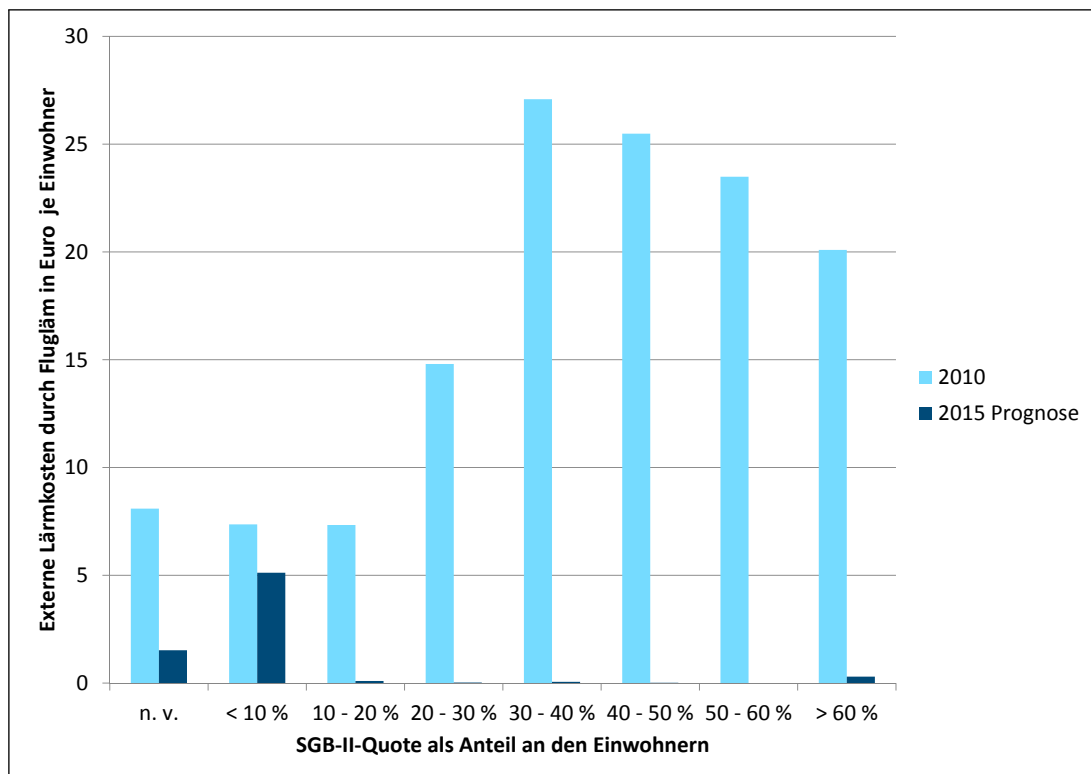


Abbildung 5.37: Durchschnittliche externe Kosten (Euro) durch Fluglärm je Einwohner und Jahr nach SGB-II-Quote in Berlin und Teilen Brandenburgs

mischen Gruppen bei. Ausgeklammert werden bei dieser statischen Betrachtung mögliche dynamische Änderungen durch Umzüge oder veränderte Verkehrsströme und somit auch der Lärmbelastung.

Ferner muss einschränkend angemerkt werden, dass die Migrations- und SGB-II-Quoten in Großstädten allgemein höher sind als im Umland und somit die beiden Indikatoren durch die räumlich bedingten Unterschiede an ihre Grenzen gelangen. Spätestens hier wäre die Einbeziehung von weiteren Variablen zur Beschreibung der kleinräumigen Sozialstruktur wünschenswert. Diese Daten liegen, genauso wie eine feinere räumliche Untergliederung der Gemeinden, nicht vor. Einen Ansatzpunkt liefert allein die Einkommenssteuerstatistik, die für Berlin einen durchschnittlichen Gesamtbetrag der Einkünfte von 28.000 Euro im Jahr 2007 angibt. In den beiden Landkreisen Dahme-Spreewald und Teltow-Fläming liegen die Beträge mit 27.200 bzw. 26.600 Euro nur knapp darunter.⁴⁸ Da in den weiter von Berlin entfernt liegenden Landkreisen die durchschnittlichen Einkommen im Bereich von 22.000 Euro liegen, deute sie auf eine Bestätigung für den vergleichsweise hohen sozialen Status in den durch BER lärmbelasteten Gemeinden an.

5.5.3 Verbesserungen hinsichtlich der Luftqualität

Für die Luftschadstoffbelastung hat SenStadtUm Trendszenarien berechnet. Diese berücksichtigen Emissionsminderungen in Europa und Deutschland wie auch Veränderungen auf lokaler Ebene. Gerade die Variationen verkehrsbedingter Emissionen lassen sich anhand der Entwicklung der Flottenzusammensetzung und der Emissionsgrenzwerte mit dem HBEFA vergleichsweise gut abschätzen. Anhand der immissionsseitigen Trendszenarien soll hier eine Abschätzung erfolgen, wie sich die insgesamt bereits absehbaren Verbesserungen bei Luftschadstoffen auf die Verteilung innerhalb der Bevölkerung auswirken.

Bei beiden in dieser Arbeit betrachteten Luftschadstoffen sind für die Jahre 2015 und 2020 Verbesserungen bei der Belastung zu erwarten (Abbildungen 5.38 und 5.39). Bei NO₂ sinkt die Anzahl der Belasteten, die oberhalb des geltenden Grenzwertes leben, von 81.000 auf 17.000 (2015) und dann hinab zu keinem belasteten Menschen im Jahr 2020. Bei Feinstaub gilt ab 2020 ein verschärfter Grenzwert. Dieser wurde 2009 bei 142.000 Menschen überschritten. Die Belastetenzahl soll bis 2015 auf 62.000 und bis 2020 auf 2.000 Personen sinken.

Im Hinblick auf die sozio-ökonomische Verteilung der Luftschadstoffbelastung führt die Reduktion der Gesamtbelastung zu einer leichten Verbesserung. Vorausgesetzt wird hier ein statischer Zustand der sozio-ökonomischen Verteilung mit Referenzjahr 2012.

⁴⁸Amt für Statistik Berlin-Brandenburg, 2011a, Tab. 2.1; Amt für Statistik Berlin-Brandenburg, 2011b, Tab. 3

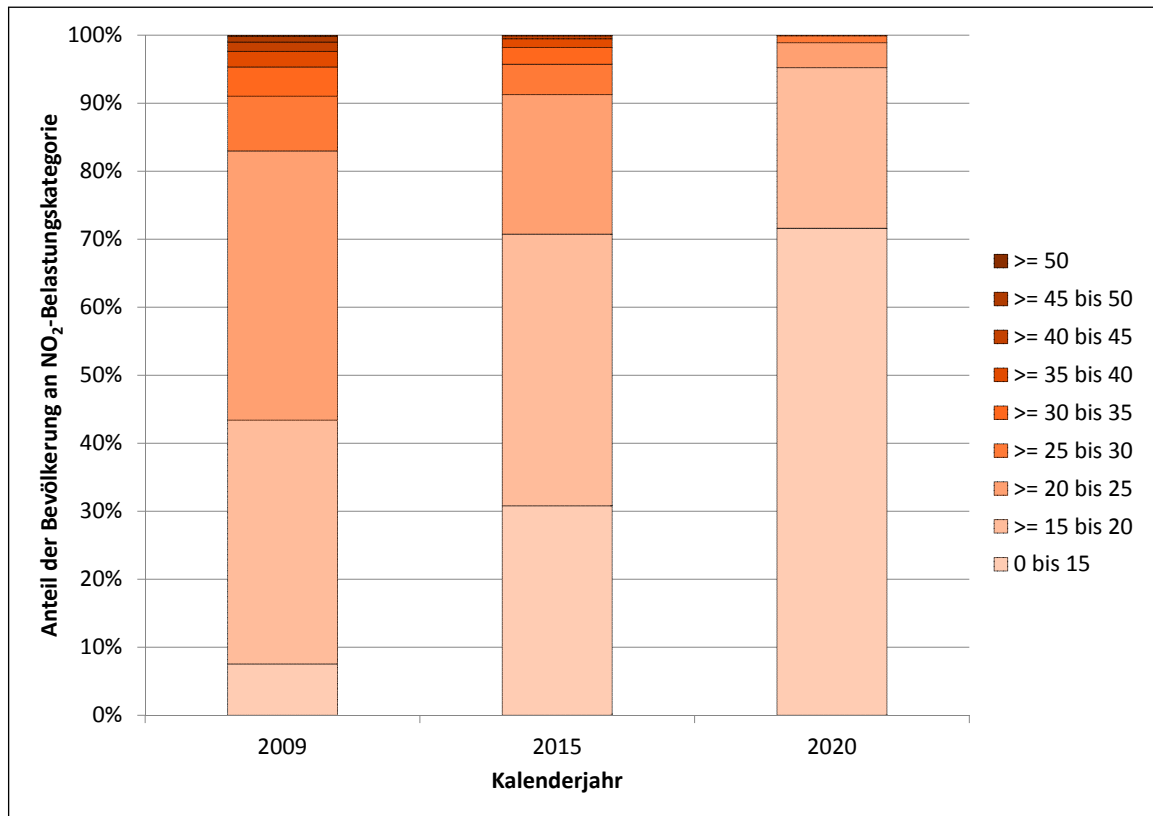


Abbildung 5.38: NO₂-Belastung ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) der Bewohner nach Belastungskategorie und Jahr in Berlin

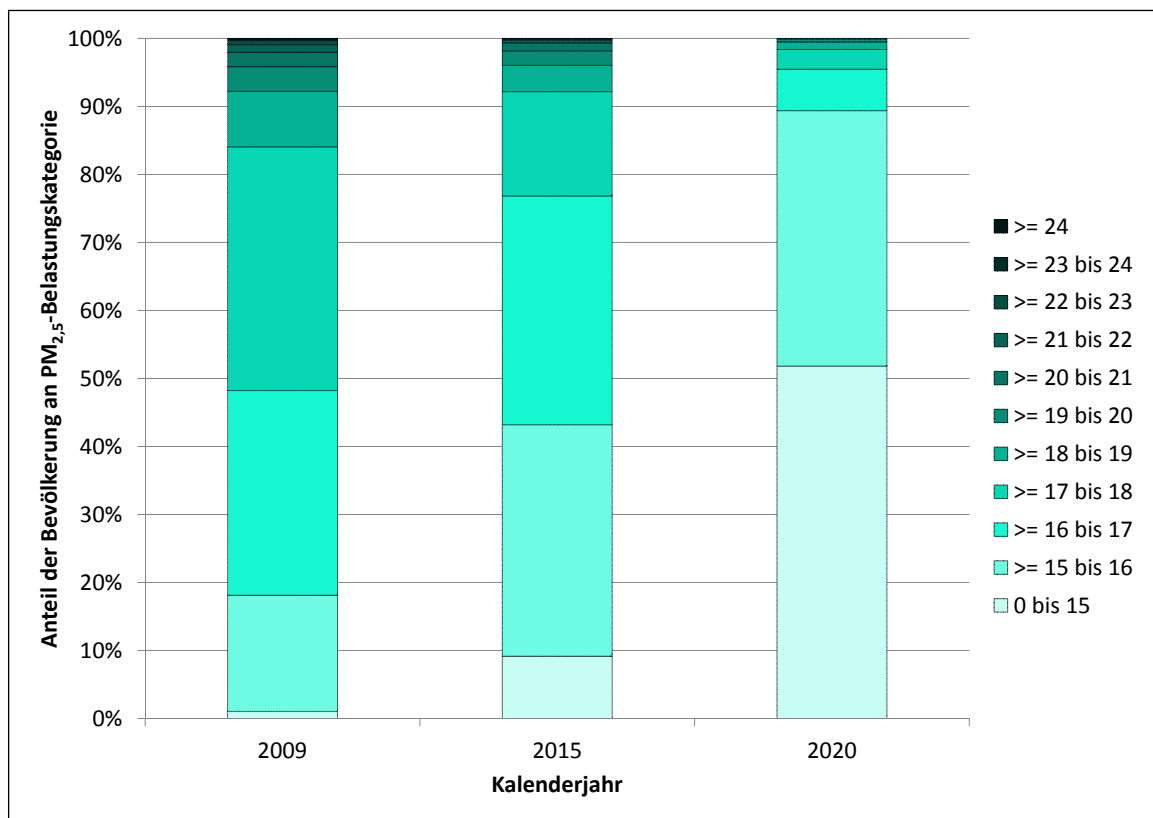


Abbildung 5.39: PM_{2,5}-Belastung ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) der Bewohner nach Belastungskategorie und Jahr in Berlin

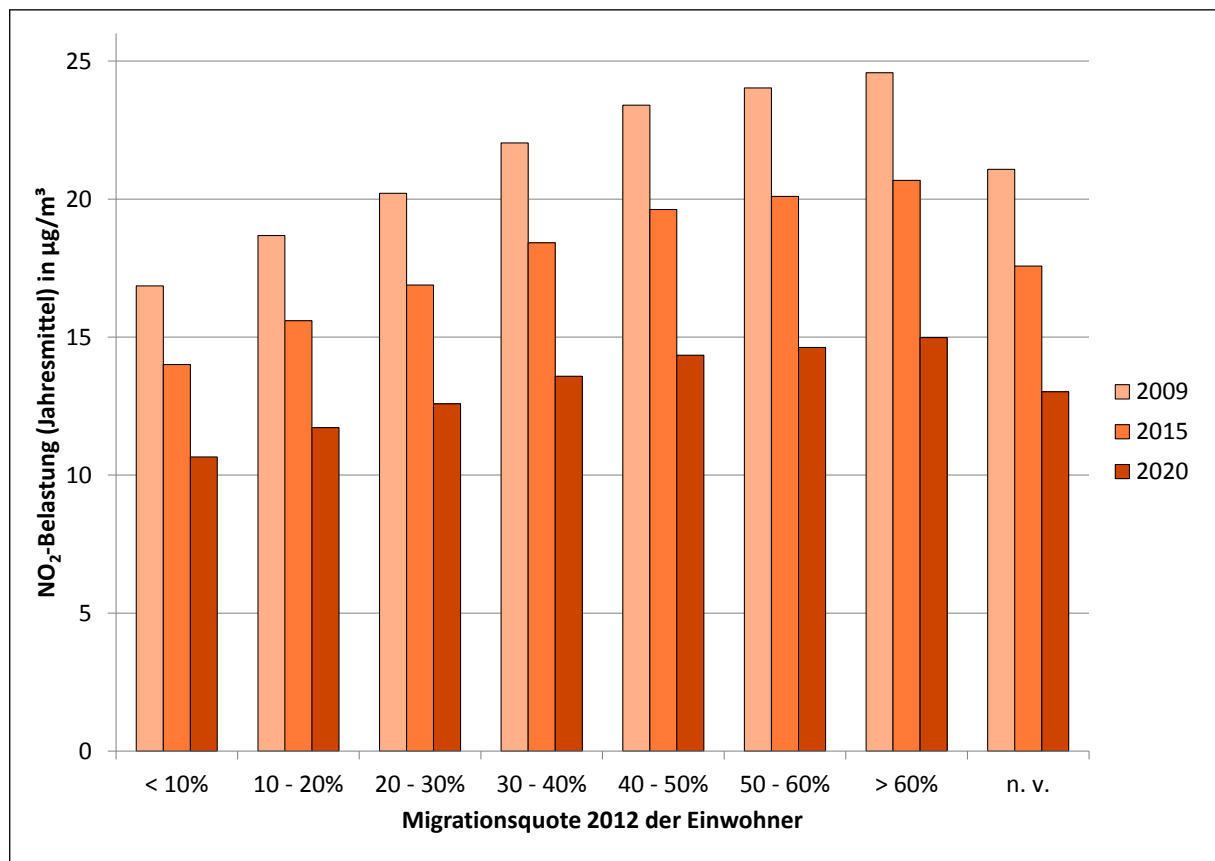


Abbildung 5.40: Mittlere NO₂-Belastung (µg/m³) nach Migrationsquote 2012 auf Straßenabschnittsebene im Jahresvergleich in Berlin

Tabelle 5.13: Rangkorrelationskoeffizienten r_s zwischen Luftschadstoffkonzentration und sozio-ökonomischen Parametern 2012. Die Grundgesamtheit N umfasst zwischen 2.901.749 und 3.409.215 Einwohner. Signifikanzniveau (zweiseitig) immer $p < 0,01$.

Bezugseinheit	NO ₂			PM _{2,5}		
	2009	2015	2020	2009	2015	2020
Jahr						
Migrationsquote	0,490	0,483	0,479	0,475	0,473	0,465
SGB-II-Quote	0,023	0,010	0,000	0,030	0,026	0,026
Pkw je Einwohner	-0,476	-0,487	-0,495	-0,512	-0,517	-0,523
Kinderanteil (Alter < 18 Jahre)	-0,078	-0,078	-0,076	-0,065	-0,063	-0,062
Seniorenanteil (Alter > 65 Jahre)	-0,327	-0,342	-0,358	-0,369	-0,375	-0,383

Alle Kategorien der SGB-II- und Migrationsquote profitieren von den Verbesserungen (Abbildung 5.40 und Anhang A.28). Der relative Unterschied zwischen niedriger und hoher Migrationsquote sinkt bei den beiden Luftschadstoffen um wenige Prozent.

Diese schwache Tendenz wird durch die Entwicklung der Korrelationskoeffizienten (Tabelle 5.13) bestätigt. Der positive Zusammenhang zwischen Migrationsquote und Luftschadstoffbelastung sinkt. Dagegen steigen jeweils die negativen Zusammenhänge bei Pkw-Dichte und Seniorenanteil leicht an. Die positive Entwicklung der Luftqualität insgesamt schlägt sich auch in den externen Kosten nieder. Die durchschnittlichen externen Kosten durch NO₂ und PM_{2,5} sinken im Verlauf der Jahre von 528 über 316 bis hinab zu 73 Euro je Einwohner und Jahr. Dies würde im Jahr 2020 dann nur noch einem BIP-Anteil von 0,24 % entsprechen.

Diese Prognose der externen Kosten ist allerdings mit Vorbehalt zu betrachten. Die monetäre Bewertung schließt jeweils aktuelle gesellschaftliche Werte sowie die Kenntnisse zur Expositions-Wirkungs-Beziehung mit ein. Vor dem Hintergrund der aktuellen WHO-Empfehlungen⁴⁹ wäre beispielsweise in den nächsten Jahren über eine Absenkung der verwendeten Wirkschwelle nachzudenken. Dies würde dann zu einer Erhöhung der externen Kosten führen.

Die methodischen Auswirkungen von Wirkschwellen bei externen Kosten werden gerade bei Luftschadstoffen deutlich. Werden die externen Kosten nach Migrationsquote und Kalenderjahr disaggregiert, ergibt sich die Verteilung wie in Abbildung 5.41. Während der Faktor zwischen niedriger und hoher Migrationsquote 2009 bei 2,80 lag, wird dieser über 4,79 bis auf 21,07 im Jahr 2020 ansteigen. Augenscheinlich wird es zu einer deutlich stärkeren Ungleichverteilung kommen. Ursache dafür ist, dass im Jahr 2020 nur 28 % bzw. 48 % der Einwohner überhaupt noch mit Kostensätzen für Luftschadstoffe durch NO₂ bzw. PM_{2,5} belegt werden. Im Jahr 2009 lag diese Quote jeweils nahe 100 %. Alle nicht mit Kostensätzen berücksichtigten Menschen gehen methodisch bedingt als fehlende Werte ein. Durch die Wirkschwelle bei den Kostensätzen kann es zu einer Fehlinterpretation der Ergebnisse kommen. Während sich die Jahresmittelwerte gemessen in µg/m³ über alle sozio-ökonomische Gruppen hinweg konstant bzw. leicht positiv entwickeln, werden mit den externen Kosten in den Prognosejahren nur Teile des Stadtgebietes berücksichtigt. Dieses Beispiel unterstreicht die Wichtigkeit, die unvollständige Kartierung von Verkehrslärm (Kapitel 5.4) durch Sensitivitätsanalysen und Datenkorrektur zu berücksichtigen.

⁴⁹World Health Organisation, 2013b, S. 38

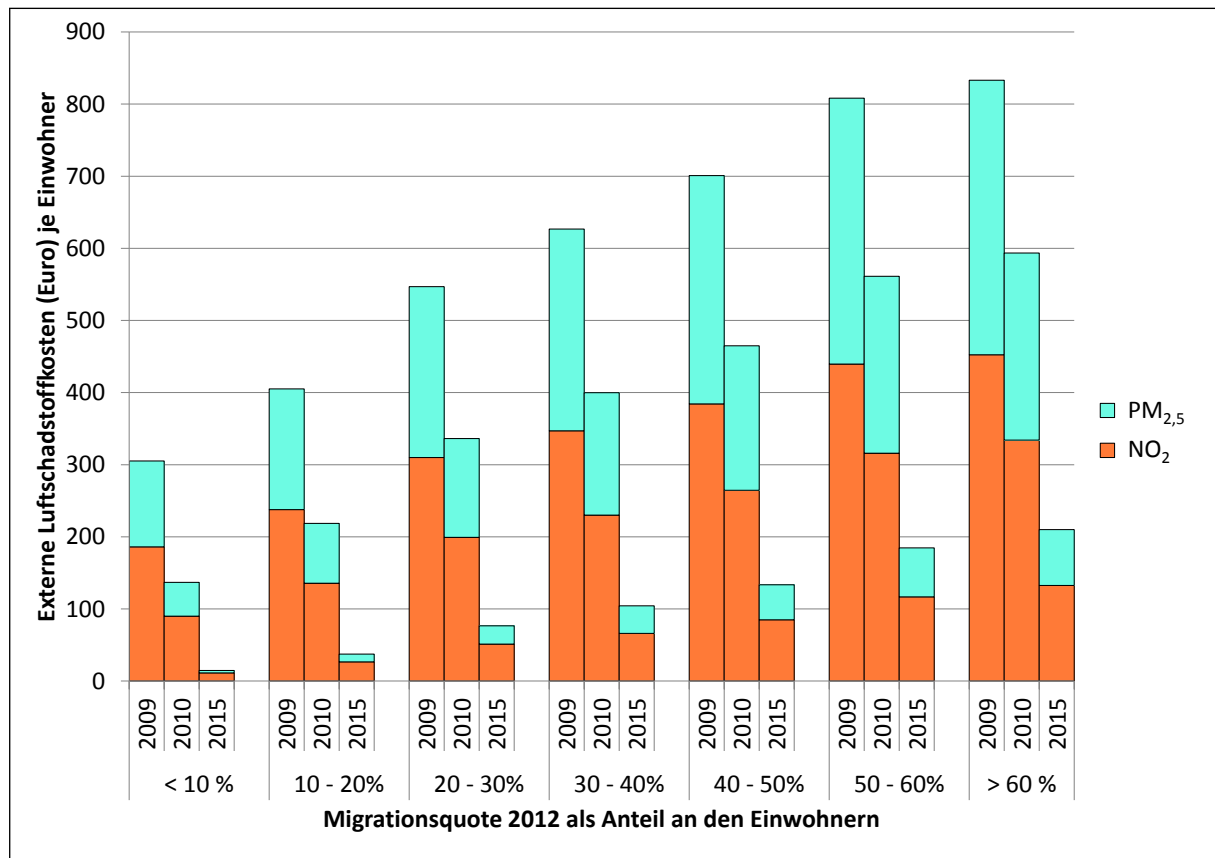


Abbildung 5.41: Durchschnittliche externe Kosten (Euro) durch Luftschadstoffe je Einwohner und Jahr für Straßenabschnitte nach Migrationsquote in Berlin im Jahresvergleich

5.6 Zusammenfassung der Ergebnisse

Luftschadstoffe und Verkehrslärm stellen zwei der zentralen Umweltprobleme in Berlin dar. Knapp 30 % der Bevölkerung sind nach der Methodik der Strategischen Lärmkarte durch Lärmpegel $L_{DEN} > 55$ dB belastet. Alternativ wird nur der Maximalpegel der Wohngebäude betrachtet, um die Belastung im gesamten Wohnumfeld abzubilden. Danach sind 54 % der Bevölkerung mit $L_{DEN} > 55$ dB belastet. Monetarisiert mit externen Kosten entspricht die Lärmbelastung nach Strategischer Lärmkarte knapp 130 Mio. Euro pro Jahr. Dazu trägt Straßenlärm, gefolgt von Fluglärm, am stärksten bei. Entsprechend hoch sind die Belastungen durch Verkehrslärm im Bereich des Flughafens TXL sowie am äußeren Rand und innerhalb der Berliner Ringbahn.

Durch die verkehrlich und nicht-verkehrlich bedingten Luftschadstoffe $PM_{2,5}$ und NO_2 sind alle Menschen in Berlin belastet, allerdings in unterschiedlichem Ausmaß. Bei $PM_{2,5}$ sind 142.000 Menschen und bei NO_2 81.000 Menschen Belastungen oberhalb gesetzlicher Schwellenwerte ausgesetzt. Dies entspricht externen Kosten in Höhe von 1,9 Mrd. Euro pro Jahr, die entsprechend der Schadstoffherkunft nicht allein durch Verkehr verursacht werden. Während im Stadtzentrum die Belastung am höchsten ist, fällt sie zum Stadtrand hin tendenziell ab.

Die Migrationsquote liegt in Berlin bei 27 % und die SGB-II-Quote bei 21 %. Die Verteilung innerhalb der Stadt ist auf der Straßenabschnittsebene inhomogen mit überdurchschnittlich hohen Quoten in einigen Stadtgebieten wie innerhalb der Berliner Ringbahn. Festzustellen sind deutliche Belastungsunterschiede durch Verkehrslärm und Luftschadstoffe bei den betrachteten sozio-ökonomischen Gruppen.

Werden die externen Kosten durch Luftschadstoffe betrachtet, sind Straßenabschnitte mit hoher Migrationsquote um Faktor 2,8 stärker belastet als Straßenabschnitte mit niedriger Migrationsquote (Faktor 1,2 bei SGB-II-Quote). Der Korrelationskoeffizient zeigt den höchsten Zusammenhang mit $r_s = 0,49$ zwischen Migrationsquote und NO_2 . Bei Straßenlärm liegt der Faktor zwischen niedriger und hoher Migrationsquote bei 3,4 (Faktor 1,9 bei SGB-II-Quote). Hier sind die Korrelationskoeffizienten zwischen Lärm und Migrations- bzw. SGB-II-Quote allerdings niedriger als z. B. bei Straßenlärm und Migrationsquote mit $r_s = 0,18$.

Gerade in Lärmanalysen wird deutlich, wie wichtig eine hohe räumliche Auflösung und eine hohe flächige Abdeckung ist. Zum einen müssen die sozio-ökonomischen Daten mit hoher räumlicher Auflösung vorliegen, da sonst die kleinräumigen Belastungsunterschiede der Lärmbelastung nicht adäquat berücksichtigt werden können. Andererseits beinhaltet die Strategische Lärmkarte in Bezug auf Straßenlärm nur die Belastung entlang des Hauptstraßennetzes, sodass die Belastung insgesamt unterschätzt wird und die reale Verteilung nicht analysiert werden kann.

Anhand eines Vergleichs mit der Strategischen Lärmkarte in Dresden und einer exemplarischen Vollkartierung eines dortigen Stadtteils konnte abgeschätzt werden, dass in Berlin die Anzahl der Lärmbelasteten mit $L_{\text{DEN}} > 55 \text{ dB}$ etwa 52 % höher ist als in der Berliner Strategischen Lärmkarte angegeben. Die stärksten Unterschätzungen treten bis $L_{\text{DEN}} = 65 \text{ dB}$ auf. Werden in einer Sensitivitätsanalyse Straßenlärmbelastungen für alle Gebäude in Berlin fiktiv angenommen, bleibt der Belastungsunterschied zwischen hohen und niedrigen Migrations- und SGB-II-Quoten bestehen. Bei der SGB-II-Quote liegt der Faktor bei 1,4 und bei der Migrationsquote bei 1,9. Die Korrelationskoeffizienten steigen leicht an.

Über die Status-quo-Analyse hinaus ermöglichen die Daten einzelne Analysen von Entwicklungen. Werden die Strategischen Lärmkarten 2007 und 2012 miteinander verglichen, können Lärminderungen festgestellt werden. Vorbehaltlich methodischer Unsicherheiten sind die externen Kosten durch Straßenlärm um 15 %, die von Gesamtlärm um 12 % gesunken. Dazu haben die Maßnahmen der Lärmaktionsplanung beitragen können. Diese finden verstärkt in Straßenabschnitten mit hohen Migrations- und SGB-II-Quoten statt. Allerdings kann ein direkter Effekt der Lärmaktionsplanung auf die sozialräumliche Verteilung von Lärm nach Migrations- und SGB-II-Quoten nicht nachgewiesen werden.

Das größte Potential für eine Lärminderung in Berlin wird die Verlegung des Flugverkehrs vom Flughafen TXL nach BER haben. Während die Zahl der Belasteten in Berlin sehr stark sinken wird, wird sie im Land Brandenburg jedoch leicht ansteigen. Insgesamt wird die Summe aller Fluglärmbelasteten oberhalb $L_{DEN} = 55$ dB von 256.000 auf 38.000 sinken. Damit verbunden sein wird ein Rückgang der externen Kosten durch Fluglärm um 90 %. Bedingt durch die strukturell unterschiedliche Zusammensetzung der Bevölkerung im Umfeld vom Flughafen BER werden sich Verbesserungen aus Sicht der Umweltgerechtigkeit ergeben. Während bisher durch Fluglärm eher Gebiete mit hohen Migrations- und SGB-II-Quoten belastet waren, werden es mit BER fast nur Gebiete sein, in denen die Quoten unter 13 % liegen.

Einen positiven Ausblick ermöglichen auch die prognostizierten Luftschadstoffbelastungen für 2015 und 2020. Die Belastungen sollen so stark sinken, dass es keine (NO_2) bzw. nur sehr wenige Belastete ($PM_{2,5}$) oberhalb der gesetzlichen Grenzwerte geben soll. Die Ungleichverteilung zwischen den Straßenabschnitten mit unterschiedlichen Migrations- und SGB-II-Quoten wird sich dadurch allerdings kaum verändern.

In Bezug auf die in Kapitel 1.2 formulierten einzelnen Fragestellungen der Dissertation können an dieser Stelle die Antworten zusammengefasst werden:

1. *Welche Gesundheitswirkungen auf die Menschen treten in Abhängigkeit vom Belastungsniveau der Umwelteffekte auf? Welche Ansätze zur Bewertung und Aggregation der Belastungen gibt es?* Verkehrslärm stellt eine Belästigung dar und erhöht das Risiko von Herz-Kreislauf-Erkrankungen und Bluthochdruck. Die Luftschadstoffe NO_2 und $PM_{2,5}$ erhöhen das Risiko von Herz-Kreislauf- und Atemwegserkrankungen. Es liegen jeweils Expositions-Wirkungs-Beziehungen vor, mit denen in Kombination mit Krankheitskosten immissionsbezogene Kostensätze zur Abschätzung von externen Kosten berechnet werden können.
2. *Welche methodischen Ansätze sind geeignet, um die Verteilung von Umweltbelastungen innerhalb großräumiger Untersuchungsgebiete zu analysieren?* Für die Analyse der Verteilung von Umweltwirkungen in großräumigen Untersuchungsgebieten ist die Verknüpfung von sozio-ökonomischen Daten und Karten mit Umweltbelastungen erforderlich. Um die Umweltbelastungen in sozialräumlichen Bezugseinheiten zusammenzufassen, bieten sich neben der Betrachtung der absoluten Belastung die Bewertungen mit externen Kosten an.
3. *Welche Anforderungen müssen an Eingangsdaten für die flächendeckende Analyse der sozialräumlichen Verteilung gestellt werden?* Die für die Analyse verwendeten Umweltdaten sollten flächendeckend vorliegen, die reale Belastungssituation abbilden und eine leichte Verknüpfung mit sozio-ökonomischen Daten ermöglichen. Bei den sozio-ökono-

mischen Daten sollte die Zusammensetzung der Bevölkerung gut abgebildet werden und die Daten für möglichst kleinräumig aufgelöste sozialräumliche Bezugseinheiten vorliegen.

4. *Welche Muster treten bei der Verteilung der Umwelteffekte auf räumlicher Ebene auf? In welchem räumlichen Maßstab variieren die Belastungen?* In Berlin treten hohe Lärmbelastungen im Stadtzentrum sowie im Umfeld des Flughafens Berlin-Tegel (TXL) auf. Bei Luftschadstoffen liegt ein Gefälle der Belastung vom Stadtzentrum hin zum Stadtrand vor. Bei Lärm gibt es außerdem auf kleinräumiger Ebene Unterschiede zwischen Fassaden, die den Lärmquellen zu- oder abgewandt sind.
5. *Welche Muster treten bei der Verteilung der Umwelteffekte zwischen sozio-ökonomischen Gruppen der Bevölkerung auf? Wie groß sind die Belastungsunterschiede zwischen den Gruppen? Welche Zusammenhänge zwischen sozio-ökonomischem Status und Umweltbelastung sind statistisch nachweisbar?* Bei Lärm und Luftschadstoffen gibt es in allen sozio-ökonomischen Gruppen Menschen, die entweder einer niedrigen oder einer hohen Belastung ausgesetzt sind. Das Risiko einer starken Belastung ist allerdings in Straßenabschnitten mit hoher SGB-II- und Migrationsquote größer. Der Unterschied zwischen niedriger und hoher Migrationsquote ist beispielsweise bei der durchschnittlichen Straßenlärmbelastung mit Faktor 3,4 am größten. Die Korrelationskoeffizienten zeigen bei Lärm einen schwachen und bei Luftschadstoffen einen mittleren Zusammenhang.
6. *Können verkehrsplanerische Maßnahmen die sozialräumliche Verteilung verändern?* Bei einigen verkehrsplanerischen Maßnahmen können Veränderungen der sozialräumlichen Verteilung analysiert werden. So zeigt sich, dass Maßnahmen der Lärmaktionsplanung verstärkt in Straßenabschnitten mit hohen Migrations- und SGB-II-Quoten stattfinden. Deutliche Auswirkungen wird auch die Flughafenverlegung haben, wodurch Gebiete mit hohen SGB-II- und Migrationsquoten von Fluglärm entlastet werden.
7. *Welche Schlussfolgerungen sind aus den Ergebnissen für die Verkehrsplanung zu ziehen?* Zukünftig sollte die Verkehrsplanung darauf achten, dass sozio-ökonomisch benachteiligte Bevölkerungsgruppen nicht noch stärker durch Lärm und Luftschadstoffe belastet werden. Zusätzlich sollte insgesamt das Niveau der Emissionen gesenkt werden. Bei der Priorisierung von Maßnahmen sollte die sozio-ökonomische Bevölkerungsstruktur berücksichtigt werden, um sozial benachteiligte Bevölkerungsgruppen gezielt zu schützen. Insgesamt sind die Bereiche Verkehrsplanung, Sozialpolitik und Gesundheitspolitik konsequent miteinander zu verknüpfen.

Kapitel 6

Einordnung der Ergebnisse und Schlussfolgerungen

6.1 Genauigkeit bei der Analyse der Ungleichverteilung

Die Belastungen durch die verkehrsbedingten Umwelteffekte Lärm und Luftschadstoffe in Berlin sind räumlich und zwischen sozio-ökonomischen Gruppen ungleich verteilt. Bewohner von Straßenabschnitten mit hoher SGB-II- und Migrationsquote haben ein größeres Risiko, hohen Umweltbelastungen ausgesetzt zu sein. Werden die mittleren externen Kosten je Bewohner betrachtet, sind die Bewohner in Straßenabschnitten mit diesen hohen Quoten durch Straßenlärm mit Faktor 1,9 bis 3,4 stärker belastet. Die Belastung durch Luftschadstoffe ist dabei um Faktor 1,2 bis 2,8 höher.

Ob diese festgestellte Ungleichverteilung eher die untere oder die obere Grenze der Realität markiert, kann anhand der analysierten Daten abschließend nicht bestimmt werden. Zwei Effekte deuten jedoch darauf hin, dass sie sich eher auf die Untergrenze bezieht.

- Die Strategische Lärmkarte ist so konzipiert, dass alle Gebäudebewohner gleichmäßig auf die Fassaden verteilt werden. Werden beispielsweise die externen Kosten für ein Gebäude in geschlossener Bebauung an einer Hauptverkehrsstraße berechnet, wird die Hälfte der Bewohner der verlärmten Frontfassade zugeordnet. Die andere Hälfte wird der meist ruhigeren hinteren Fassade zugeordnet. Dabei wird keine Rücksicht auf die Wohnungszuschnitte und die Raumnutzung genommen. Die häufig in solchen Belastungsstrukturen lebenden Bewohner mit hohen Migrations- und SGB-II-Quoten fühlen sich möglicherweise alle stark belastet. Der Effekt durch die Verteilung im Gebäude wird zwar bei der Ermittlung der Korrelationskoeffizienten durch die Maximalpegel der Gebäude berücksichtigt. Die externen Kosten werden aber auf der Immissionspunktebene berechnet, sodass die Faktoren zur Beschreibung der Ungleichverteilung womöglich höher liegen müssten.

- Die kleinräumige Verteilung der sozio-ökonomischen Struktur könnte die ermittelte Ungleichverteilung kleiner wirken lassen als sie in der Realität ist. Während zumindest die Lärmbelastung fassadenfein vorliegt, sind die sozio-ökonomischen Daten „nur“ straßenabschnittsfein aufgelöst. Dies ist zwar eine deutliche Verbesserung gegenüber vergleichbaren Analysen, aber de facto nicht genug. Gerade in Berlin sind möglicherweise selbst hausnummernfeine Daten unzureichend. Durch die für die Stadt typische Hinterhausstruktur, die einen großen Teil der Wohnungen insbesondere gegenüber Lärm abschirmt, müsste selbst innerhalb der Gebäudekomplexe differenziert werden. Diese Baustruktur ist historisch bedingt. Eine soziale Durchmischung der Gebäude war bereits im sogenannten Hobrecht-Plan von 1862, der als Bebauungsplan diese Struktur prägte, angestrebt. Ursprünglich befanden sich im Vorderhaus bürgerliche Wohnungen, während in den oberen billigeren Etagen und in den Mietskasernen der Hinterhöfe die Ärmern lebten.¹ Heutige Städtebauer aus Berlin stellen jedoch einen nicht näher quantifizierbaren Wandel fest: „Heute gelten die Höfe nicht mehr als Orte der sozialen Verelendung und Dunkelheit, sondern als grüne Gartenhäuser ohne Abgase und Straßenlärm.“² Die sozio-ökonomischen Unterschiede innerhalb der Gebäudekomplexe können in den auf amtlichen Statistiken basierenden Analysen nicht berücksichtigt werden. Somit ist es möglich, dass die Unterschiede zwischen sozio-ökonomischen Gruppen eher unterschätzt werden.

Neben der möglichen Unterschätzung der Ungleichverteilung von Lärm und Luftschadstoffen sind weitere Dimension von Ungleichverteilung möglich. Hinweise auf diese multiple Benachteiligung liefert bereits die vorliegende Analyse. So korreliert Schienenlärm negativ mit Migrations- und SGB-II-Quoten. Eine mögliche Erklärung ist, dass Schienenlärm mit einer guten Anbindung an das Nahverkehrsnetz zusammenhängt und eine gute Anbindung mit öffentlichen Verkehrsmitteln den Nachteil der Lärmbelastung ausgleicht. Im Umkehrschluss gibt es somit Anzeichen, dass Straßenabschnitte mit hohen Migrations- und SGB-II-Quoten schlechtere Erreichbarkeit aufweisen. Eine andere Aspekt hat das Projekt „Umweltgerechtigkeit in Berlin“ ermittelt. Auf der etwas großräumigeren Ebene der PLR ist das häufige Auftreten von Mehrfachbelastungen durch Lärm, Luftschadstoffe, Grünflächenversorgung, bioklimatischer Belastung und sozialer Problematik bereits nachgewiesen.³ Weitere Analysen mit zusätzlichen Arten von Belastungen auf kleinräumiger Ebene erscheinen als Grundlage für die Stadt-, Umwelt- und Verkehrsplanung notwendig.

¹Bodenschatz, 2013, S. 28

²Bodenschatz, 2014

³Klimeczek, 2014, S. 20

6.2 Ursachenbetrachtung und Ableitung von Handlungsempfehlungen für die Verkehrsplanung

Mit dem gewählten Analyseansatz kann in erster Linie eine Status-quo-Betrachtung durchgeführt werden. Welche Ursachen zu Grunde liegen und welche Tendenzen aktuell vorherrschen, kann und soll nicht betrachtet werden. Trotzdem stellt sich die Frage, durch welche Einflüsse sich die aktuelle Struktur herausgebildet hat. Erst darauf aufbauend lassen sich Ansätze zur Minderung der Ungleichverteilung entwickeln.

Das Verkehrssystem mit den einzelnen Verkehrsträgern ist, trotz laufender Veränderungen, ein vergleichsweise statisches System. Gerade die bestehenden Verkehrsanlagen, bei denen kein gesetzlicher Anspruch auf Lärmschutz besteht, sind meistens in ihrer Lage schon Jahrzehnte alt. Die sozio-ökonomische Struktur der Bevölkerung ändert sich zwar auch nicht flächendeckend innerhalb kurzer Zeitperioden. Trotzdem kann mittels Umzügen vergleichsweise schnell auf Veränderungen von Rahmenbedingungen reagiert werden. So sind im Jahr 2013 beispielsweise 169.000 Personen nach Berlin zugezogen und 294.000 Personen haben sich innerstädtisch umgemeldet.⁴ Zusammengefasst verändern somit in einem Jahr über 13 % der Bevölkerung ihren Wohnsitz. Die Veränderungen in der Bevölkerungsstruktur, die damit einhergehen können, werden gerade bei der Diskussion über die Gentrifizierung von Stadtteilen deutlich.

Gerade im Zusammenhang mit der Gentrifizierung⁵ wird die Sorge geäußert, dass durch Lärminderung Wohnstandorte weiter aufgewertet werden und damit Mietsteigerungen nach sich ziehen.⁶ Anhand der vorliegenden Belastungsverteilung erscheint es tatsächlich möglich, dass die vergleichsweise starren Strukturen der verkehrsbedingten Umwelteffekte die Entscheidungen von Personen mit niedrigem sozio-ökonomischen Status bezüglich der Wohnstandortwahl beeinflussen: Durch Lärm geminderte Mieten können für Menschen mit niedrigem Einkommensniveau attraktiv sein. Solange es im Zusammenspiel mit einem freien Wohnungsmarkt wahrgenommene Umwelteffekte des Verkehrs gibt, werden belastete Wohnungen günstiger sein. Bei der Annahme, dass dieser Prozess gegenüber anderen Entwicklungen überwiegt, würde es solange Ungleichverteilungen geben, wie es Lärm und Luftschadstoffe gibt.

Aus dieser Erkenntnis sollte allerdings keinesfalls Handlungsstillstand in der Lärm-minderungs- und Luftreinhalteplanung abgeleitet werden. Um Gentrifizierungsprozesse zu mindern, kann ein Handlungsstillstand mit den damit verbundenen negativen Gesund-

⁴Amt für Statistik Berlin-Brandenburg, 2014c, S. 6

⁵Als Gentrifizierung bezeichnet man den sozio-ökonomischen Strukturwandel von großstädtischen Vierteln im Sinne einer Abwanderung ärmerer und eines Zuzugs wohlhabenderer Bevölkerungsgruppen. Parallel dazu steigt das Wohnpreisniveau an.

⁶Bjørnskau, 2005, S. 87

heitswirkungen nicht in Kauf genommen werden. Für die Minderung der Gentrifizierungsprozesse stehen andere planerische Mittel mit deutlich geringeren Nebenwirkungen zur Verfügung. Stattdessen sollte gerade die sozio-ökonomisch ungleiche Verteilung der Belastung zum Anlass genommen werden, die gesundheitsrelevanten Lärm- und Luftschadstoffe zu mindern. Konkret sind folgende Schritte notwendig:

1. Eine Vergrößerung der Belastung von sozio-ökonomisch benachteiligten Bevölkerungsgruppen sollte vermieden werden. Die in der Dissertation durchgeführte flächendeckende Analyse liefert dafür bei jedem Straßenabschnitt in Berlin die notwendige Bewertungsgrundlage.
2. Es scheint geboten zu sein, das Niveau der Emissionen und der damit verbundenen Immissionen insgesamt deutlich zu senken. Davon würden alle sozio-ökonomischen Gruppen profitieren, gerade aber sozial schwache Gruppen, wie die hier betrachteten SGB-II-Empfänger und Menschen mit Migrationshintergrund. Nur so erhalten mehr und speziell diese Menschen die Chance, in einer ihrer Gesundheit förderlichen Umgebung zu leben.
3. Bei der Priorisierung von Maßnahmen sollte die sozio-ökonomische Bevölkerungsstruktur berücksichtigt werden, um sozial benachteiligte Bevölkerungsgruppen gezielt zu schützen. Dabei sollte die Bevölkerungsstruktur als eines von vielen weiteren Kriterien in den Entscheidungsprozess der Priorisierung einfließen. Beispielsweise sollte die Höhe der externen Kosten berücksichtigt werden, die bei Luftschadstoffen nicht nur methodisch bedingt auf einem höheren Niveau liegt.

An dieser Stelle ist der Staat, d. h. Politik und Verwaltung gefragt. Viele Verkehrsteilnehmer interessieren sich kaum für die verursachten Umweltfolgen und ebenso wenig dafür, wie ungleich die von ihnen mitverursachten Umwelteffekte verteilt sind. Der Immissionsschutz ist deshalb eine zentrale staatliche Aufgabe. Wichtig ist es, sich dabei nicht nur auf Neu- und Ausbaumaßnahmen zu konzentrieren, sondern die Minderung der Umweltbelastung bei bereits bestehender Verkehrsinfrastruktur deutlich zu intensivieren. Eingebettet werden muss diese Planung in eine Strategie, die insgesamt eine nachhaltige Verkehrsentwicklung verfolgt.

Bei der Entwicklung entsprechender Planungen ist zu empfehlen, die Bevölkerung mit breiten Beteiligungsverfahren einzubinden. Der Berliner Lärmaktionsplan 2013 bis 2018 kann dafür als gutes Beispiel angesehen werden.⁷ Zukünftig wäre es sinnvoll, sozial schwache Gruppen, ähnlich wie bei geschichteten Stichproben in Bevölkerungsbefragungen, gezielt einzubinden. Damit könnte die unterdurchschnittliche Teilnahme sozial schwacher Menschen an Beteiligungsverfahren („Verfahrensgerechtigkeit“) gemindert werden.

⁷Das Online-Beteiligungsportal leises.berlin.de verzeichnete 53.000 Aufrufe, 3.000 Vorschläge und 1.900 Kommentare (Stand: Ende 2014).

6.3 Übertragbarkeit auf andere Städte

Die vorliegende Analyse wurde allein für das Land Berlin sowie einen kleinen Teil Brandenburgs und für einen einheitlichen Bezugszeitpunkt durchgeführt. Zielstellung war es, eine Methodik zu entwickeln, die zum einen eine Berücksichtigung aktualisierter Eingangsdaten ermöglicht, zum anderen aber auch die Übertragung auf weitere Untersuchungsgebiete zulässt.

Diese Ziele sind erreicht worden, da die entwickelte Methodik auch zukünftig angewandt werden kann. Wichtig bei einer Fortführung der Analysen ist allerdings die Verfügbarkeit der Eingangsdaten in ausreichender Qualität. In den sozio-ökonomischen Bevölkerungsdaten ist eine möglichst kleinräumige Auflösung notwendig. In Kapitel 5.3.3 ist dargelegt worden, dass bereits die Vergrößerung der sozialräumlichen Bezugseinheiten von Straßenabschnitten auf PLR zur Verzerrung der Ergebnisse führen kann. Hier wird der Nutzen deutlich, wenn Statistische Ämter eine Datenstruktur aufgebaut haben, die die Bereitstellung von räumlich hochaufgelösten Statistiken ermöglicht. Für andere Untersuchungsgebiete wird generell empfohlen, mindestens eine ähnliche Größe der sozialräumlichen Bezugseinheiten (ca. 100 Bewohner je Einheit) zu verwenden und mindestens zwei geeignete Indikatoren zur Beschreibung der sozio-ökonomischen Struktur zu betrachten. Vor der Auswahl der Indikatoren sollte eine Festlegung erfolgen, welche gesellschaftliche Gruppen als besonders untersuchungswürdig angesehen werden. Schließlich hat sich am Beispiel Berlin gezeigt, dass einzelne Indikatoren (z. B. Alter) dem üblichen Zusammenhang entgegen verlaufen. Nicht vernachlässigt werden darf die Struktur und Qualität der Umweltdaten. Bisher liegen die Luftqualitätsdaten nicht auf der Ebene der Straßenabschnitte im statistischen Sinne vor, sondern in Form von Straßensegmenten, die anhand von Kriterien der Luftreinhalteplanung definiert wurden. Eine Verknüpfung der Raster- und Straßendatensätze ist nur mit hohem Aufwand und einem Genauigkeitsverlust möglich. Hilfreich ist es hier, wenn die Straßenabschnitte als Ausgangsbasis verwendet werden und diese bei Bedarf weiter segmentiert werden. Dies vereinfacht eine spätere Aggregation erheblich.

In vielen Ballungsräumen liegen Strategische Lärmkarten vor. Problematisch dabei ist die gesetzliche Grenze $DTV = 8.000 \text{ Kfz}/24\text{h}$, ab der Hauptverkehrsstraßen als Lärmquelle berücksichtigt werden müssen. Da die tatsächliche Anzahl der Lärmbelasteten mit $L_{DEN} > 55 \text{ dB}$ um etwa 52 % höher ist als in der Strategischen Lärmkarte angegeben, ist zu empfehlen, niedrigere DTV-Schwellenwerte bei der Erstellung der Strategischen Lärmkarte anzuwenden. Ein Wert von $DTV = 5.000 \text{ Kfz}/24\text{h}$, wie in Berlin genutzt, kann noch als akzeptabel eingestuft werden. Mittelfristig ist es geboten, nicht nur aus Gründen der Umweltgerechtigkeit, sondern insgesamt für die Lärminderungsplanung eine

flächendeckende Lärmkartierung durchzuführen. Eine Lärmkarte, die im Nebennetz auf Schätzungen oder pauschalen Annahmen von Eingangsgrößen wie DTV basiert, erscheint aussagekräftiger und näher an der Realität als Lärmkarten, bei denen alle Gebiete abseits von Hauptverkehrsstraßen als ruhige Gebiete dargestellt werden.

Werden diese Hinweise zur Datenverfügbarkeit beachtet, wird die Fortschreibung der Analysen in Berlin und die Übertragbarkeit auf andere Ballungsräume als praktikabel eingeschätzt. Eines der Kernelemente der Analysen sollte die Auswertung der sozialräumlichen Verteilung sein, um eine Art Monitoring der Gesamtentwicklung zu gewährleisten. Nicht vernachlässigt werden sollte, unter Beachtung des Datenschutzes, die Bereitstellung der kleinräumigen Ergebnisse, um im Planungsalltag die Grundlage für die Berücksichtigung der sozialräumlichen Verteilung zur ermöglichen. Dies wäre ein entscheidender Schritt in Richtung des international bereits verbreiteten „Social impact assessment“, bei dem soziale Effekte von Infrastrukturprojekten und Planungen berücksichtigt werden.

6.4 Grenzen der Analyse und Chancen für die weitere Forschung

Nicht betrachtet werden konnten die Ursachen der sozio-ökonomisch ungleichen Verteilung der Lärm- und Luftschadstoffbelastung. Offen ist somit, ob Veränderungen der Belastungen auch Wanderungsbewegungen der Bevölkerung verursachen. Gerade mit den Daten der amtlichen Statistik, die auf dem Melderegister basiert, erscheint eine Analyse prinzipiell möglich. Ein geeignetes Untersuchungsgebiet könnte die Einflugschneise des Flughafens TXL sein, die in Zukunft eine starke Minderung der Lärmbelastung erfahren wird. Auch wenn die Stilllegung und damit die Lärmminderung schon lange antizipiert wurde, bietet sich dieses Gebiet für eine Vorher-Nachher-Untersuchung an.

Eine andere Richtung mit vielen offenen Fragen stellt die Sensitivität verschiedener sozio-ökonomischer Gruppen gegenüber Lärm dar. So stellt Migrationshintergrund in dieser Arbeit eine der beiden wichtigsten verwendeten Variablen für die sozio-ökonomische Struktur dar. Dieses Merkmal des Migrationshintergrundes wird Personen zugeschrieben, die eine unterschiedliche regionale Herkunft und letztendlich auch einen unterschiedlichen sozio-ökonomischen Status haben. Bei Berücksichtigung des Entwicklungsstandes der Herkunftsländer bleibt der Zusammenhang zwischen hoher Migrationsquote und hoher Belastung durch Umwelteffekte nahezu unverändert. Die Hypothese, dass Menschen aus Ländern mit einem besonders niedrigen Entwicklungsstand besonders stark belastet sind, konnte somit nicht bestätigt werden. Eine mögliche Ursache dafür kann in dem hohen Anteil von Menschen aus benachbarten EU-Ländern und somit aus unserem Kulturkreis

liegen. Es könnten auch inhomogene Bevölkerungsstrukturen in den Herkunftsländern eine Rolle spielen, durch die nur bestimmte Bevölkerungsgruppen nach Deutschland auswandern. Sinnvoll erscheint es, bei der Suche nach Gründen die kulturelle Sensibilität gegenüber Lärmbelastung zu berücksichtigen. Möglicherweise wird Lärm in anderen Ländern als normal wahrgenommen und entsprechend werden in Deutschland die günstigeren Mieten bei verlärmten Gebäuden bewusst gewählt. In diesem Falle müsste das Ergebnis der Bewertung aus Sicht der Umweltungerechtigkeit eventuell angepasst werden, da eine bewusste Entscheidung stattfand. Hier erscheinen andere methodische Ansätze, z. B. Befragungen, als geeignet.

Es sollten jedoch nicht nur die bereits ausgewerteten sozio-ökonomischen Daten weiter vertieft werden. Entsprechend der Datenverfügbarkeit wäre stattdessen eine Diversifikation wünschenswert, da damit auch methodische Verbesserungen ermöglicht werden könnten. Ergänzend zur Nutzung der amtlichen Statistik bieten sich privatwirtschaftlich gesammelte Daten für Marktforschungszwecke oder von Auskunftseien an.

Im Sinne einer umfassenden Bilanz kann es in Zukunft von Interesse sein, neben der Betrachtung der Belasteten auch die Verursacher einzubeziehen. Dabei steht die Frage im Vordergrund, welche sozio-ökonomischen Gruppen zu den Belastungen beitragen. Hier sind unterschiedliche methodische Ansätze auf der Basis von Verkehrsverhaltensdaten oder mit Hilfe von Modellierungen möglich. Gerade im Hinblick auf das Ziel der EU, verkehrsbezogene Steuern und Abgaben so umzustrukturieren, dass externe Kosten verstärkt internalisiert werden,⁸ ist dieser Aspekt von Bedeutung. Entsprechende Veränderungen benötigen jedoch Akzeptanz in der Bevölkerung. Der Aspekt der sozio-ökonomischen Verteilung der Umweltwirkungen könnte daher ein förderliches Element in der Argumentation darstellen.

Gerade wenn die Expositions-Wirkungs-Beziehungen bei Lärm und Luftschadstoffen die Grundlage für Veränderungen der Preisstrukturen im Verkehr bilden sollen, erscheint eine weitere Spezifizierung geboten. Die Grundlage der gesamten lärmbezogenen Analyse in dieser Dissertation wird nur durch Fassadenaussenpegel gebildet. Ob durch passiven Lärmschutz, ruhige Räume innerhalb der Wohnung oder durch sonstige Ausweichreaktionen in der Realität deutlich niedrigere Belastungen auftreten, kann mit den Strategischen Lärmkarten heute nicht ansatzweise dargestellt werden. Spezifische Expositions-Wirkungs-Beziehungen wären hilfreich, um noch zielgerichteter die Lärminderungsplanung umzusetzen. Die heute noch bestehenden Defizite in diesem Bereich dürfen allerdings nicht als Begründung dienen, der Lärminderungsplanung nicht eine hohe Priorität einzuräumen. Dass durch Lärminderung aktiver Gesundheitsschutz betrieben wird, kann heute als unstrittig angesehen werden.

⁸European Commission, 2011b, S. 33-34

Zukünftig eröffnen sich bei Umweltdaten und den sozio-ökonomischen Daten Konzepte wie BigData⁹ und mobiles Crowdsourcing¹⁰ völlig neue Möglichkeiten gegenüber den verwendeten konventionellen Daten. So ist beispielsweise die Bestimmung der Lärmpegel in Wohnräumen mittels Smartphone genauso möglich wie eine georeferenzierte Aufzeichnung von Aktivitäten im Tagesverlauf, einschließlich der dabei aufgetretenen Lärmpegel. Während bisher an derartige Messungen sehr hohe Qualitätsanforderungen gestellt wurden, könnte bei freiwillig durch Smartphone-nutzer bereitgestellten Daten eine gegenseitige Korrektur von möglichen Fehlern auf Basis der großen Datenmenge erfolgen. Eine repräsentative Stichprobe vorausgesetzt, eröffnen sich dadurch völlig neue Forschungsmöglichkeiten in den Bereichen Lärmbelastung, Aktivitätenmuster und, je nach Forschungskonzept, auch der subjektiven Wahrnehmung von Lärm.

⁹Das Schlagwort Big Data bezeichnet Daten-Mengen, die zu groß oder zu komplex sind oder sich zu schnell ändern, um sie mit händischen und klassischen Methoden der Datenverarbeitung auszuwerten.

¹⁰Crowdsourcing bezeichnet die Auslagerung traditionell interner Teilaufgaben an eine Gruppe freiwilliger User, die z. B. über Smartphones Daten sammeln.

Quellen- und Literaturverzeichnis

- [Aamaas u. a. 2013] AAMAAS, Borgar ; BORKEN-KLEEFELD, Jens ; PETERS, Glen P.: The climate impact of travel behavior: A German case study with illustrative mitigation options. In: *Environmental Science & Policy* 33 (2013), 11, S. 273–282. ISBN 1462–9011 (Zitiert auf Seite 10)
- [Abgeordnetenhaus Berlin 2011] ABGEORDNETENHAUS BERLIN: *Bezirksverwaltungsgesetz BzVwG*. Berlin, 2011 <http://gesetze.berlin.de/default.aspx?vpath=bibdata%2Fges%2FBlnBzVwG%2Fcont%2FBlnBzVwG.inh.htm>, Abruf: 03.05.2014 (12:04) (Zitiert auf Seite 148)
- [Abgeordnetenhaus Berlin 2012] ABGEORDNETENHAUS BERLIN: *Kleine Anfrage der Abgeordneten Claudia Hämmerling (GRÜNE) vom 29. November 2011 und Antwort zu Tempo 30 auf Hauptstraßen*. Berlin : Kulturbuch-Verlag GmbH, 2012 (Drucksache 17 / 10 027). <http://pardok.parlament-berlin.de/starweb/adis/citat/VT/17/KlAnfr/ka17-10027.pdf>, Abruf: 27.02.2014 (16:41) (Zitiert auf Seite 141)
- [Amt für Statistik Berlin-Brandenburg 2006] AMT FÜR STATISTIK BERLIN-BRANDENBURG: *Gesetz über die Statistik im Land Berlin (Landesstatistikgesetz-LStatG)*. Potsdam, 2006 <https://www.statistik-berlin-brandenburg.de/inhalt/ueberuns/BerStatG.pdf>, Abruf: 03.02.2015 (10:06) (Zitiert auf Seite 84)
- [Amt für Statistik Berlin-Brandenburg 2009] AMT FÜR STATISTIK BERLIN-BRANDENBURG: *Statistischer Bericht: Ausstattung mit ausgewählten Gebrauchsgütern und Wohnsituation privater Haushalte im Land Berlin 2008, Ergebnisse der Einkommens- und Verbrauchsstichprobe 2008, Statistischer Bericht O II 1 - 5j / 08*. Potsdam, 2009 https://www.statistik-berlin-brandenburg.de/Publikationen/Stat_Berichte/2009/SB_02-1_5j-08_BE.xls, Abruf: 18.11.2013 (8:41) (Zitiert auf Seite 221)
- [Amt für Statistik Berlin-Brandenburg 2010] AMT FÜR STATISTIK BERLIN-BRANDENBURG: *Ergebnisse des Mikrozensus im Land Berlin 2006 - Wohnsituation (Zusatzerhebung); Statistischer Bericht F I 2 - 4j / 0*. Potsdam : Amt für Sta-

tistik Berlin-Brandenburg, 2010 http://www.statistik-berlin-brandenburg.de/Publikationen/Stat_Berichte/2010/SB_F1-2_j04-06_BE.pdf, Abruf: 30.04.2013 (14:28) (Zitiert auf Seite 77)

[Amt für Statistik Berlin-Brandenburg 2011a] AMT FÜR STATISTIK BERLIN-BRANDENBURG: *Lohn- und Einkommensteuerstatistik im Land Berlin 2007*. 2011 https://www.statistik-berlin-brandenburg.de/Publikationen/Stat_Berichte/2011/SB_L4-3_j03-07_BE.xls, Abruf: 29.07.2014 (16:18) (Zitiert auf Seite 156)

[Amt für Statistik Berlin-Brandenburg 2011b] AMT FÜR STATISTIK BERLIN-BRANDENBURG: *Lohn- und Einkommensteuerstatistik im Land Brandenburg 2007*. 2011 https://www.statistik-berlin-brandenburg.de/Publikationen/Stat_Berichte/2011/SB_L4-3_j03-07_BB.xls, Abruf: 29.07.2014 (16:16) (Zitiert auf Seite 156)

[Amt für Statistik Berlin-Brandenburg 2012] AMT FÜR STATISTIK BERLIN-BRANDENBURG: *Sterbefälle nach Todesursachen in Berlin 2011; Statistischer Bericht A IV 10 - j / 10*. Potsdam, 2012 http://www.statistik-berlin-brandenburg.de/Publikationen/Stat_Berichte/2012/SB_A04-10-00_2011j01_BE.xls, Abruf: 24.01.2014 (17:41) (Zitiert auf Seite 212)

[Amt für Statistik Berlin-Brandenburg 2013a] AMT FÜR STATISTIK BERLIN-BRANDENBURG: *Aus Berliner Krankenhäusern entlassene vollstationäre Behandlungsfälle 2011 nach ausgewählten Diagnosen, Geschlecht und Altersgruppen der Patienten/-innen*. 2013 https://www.statistik-berlin-brandenburg.de/Publikationen/OTab/2012/OT_A04-04-00_231_201100_BE.xls, Abruf: 12.10.2013 (15:47) (Zitiert auf Seite 50)

[Amt für Statistik Berlin-Brandenburg 2013b] AMT FÜR STATISTIK BERLIN-BRANDENBURG: *Einwohnerinnen und Einwohner im Land Berlin am 31. Dezember 2012; Statistischer Bericht A I 5 - hj 2 / 12*. Potsdam, 2013 http://www.statistik-berlin-brandenburg.de/publikationen/stat_berichte/2011/sb_a1-5_hj02-10_be.pdf, Abruf: 30.03.2014, 12:58 (Zitiert auf Seite 122)

[Amt für Statistik Berlin-Brandenburg 2014a] AMT FÜR STATISTIK BERLIN-BRANDENBURG: *Bevölkerung, Haushalte und Familien in Berlin 2013 - Ausgewählte Ergebnisse des Mikrozensus*. Potsdam, 2014 https://www.statistik-berlin-brandenburg.de/produkte/faltblatt_brochure/FB_Mikrozensus_DE_2013_BE.pdf, Abruf: 03.02.2015 (9:52) (Zitiert auf Seite 80)

- [Amt für Statistik Berlin-Brandenburg 2014b] AMT FÜR STATISTIK BERLIN-BRANDENBURG: *Statistisches Informationssystem Berlin-Brandenburg (StatIS-BBB) - Einwohnerregister*. Potsdam, 2014 <https://www.statistik-berlin-brandenburg.de/statis/login.do?guest=guest&db=EWRBEE>, Abruf: 07.12.2014 (18:52) (Zitiert auf Seite 123)
- [Amt für Statistik Berlin-Brandenburg 2014c] AMT FÜR STATISTIK BERLIN-BRANDENBURG: *Wanderungen im Land Berlin 2013, Statistischer Bericht A III 2 - j / 13*. Potsdam : Amt für Statistik Berlin-Brandenburg, 2014 https://www.statistik-berlin-brandenburg.de/Publikationen/Stat_Berichte/2014/SB_A01-09-00_2013j01_BB.pdf, Abruf: 27.12.2014 (16:58) (Zitiert auf Seite 165)
- [Andersson u. a. 2010] ANDERSSON, Henrik ; JONSSON, Lina ; ÖGREN, Mikael: Property Prices and Exposure to Multiple Noise Sources: Hedonic Regression with Road and Railway Noise. 45 (2010), 01/01, Nr. 1 , S. 73-89. <http://dx.doi.org/10.1007/s10640-009-9306-4>, In: *Environmental and Resource Economics*. Abruf: 12.11.2013 (17:48). ISBN 0924-6460 (Zitiert auf Seite 65)
- [AOK-Bundesverband 2010] AOK-BUNDESVERBAND: *Übersicht über die für 2010 gültigen Landesbasisfallwerte*. 2010 http://www.aok-gesundheitspartner.de/imperia/md/gpp/bund/krankenhaus/budgetverhandlung/landesbasisfallwert/uebersicht_lbfw_2010.pdf, Abruf: 19.09.2013 (12:17) (Zitiert auf Seite 48)
- [Arbeitsgemeinschaft der Obersten Landesgesundheitsbehörden 2003] ARBEITSGEMEINSCHAFT DER OBERSTEN LANDESGESUNDHEITSBEHÖRDEN: *Indikatorenatz für die Gesundheitsberichterstattung der Länder*. Bielefeld, 2003 http://www.gbe-bund.de/gbe10/owards.prc_show_pdf?p_id=9768&p_sprache=d&p_uid=gast&p_aid=13677242&p_lfd_nr=1, Abruf: 17.09.2013 (19:02). – ISBN 3-88139-118-5 (Zitiert auf Seite 216)
- [Babisch 2006] BABISCH, Wolfgang: *Transportation Noise and Cardiovascular Risk: Review and Synthesis of Epidemiological Studies: Dose-effect Curve and Risk Estimation*. Bd. 01/06. Dessau : Umweltbundesamt, 2006 <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/2997.pdf>, Abruf: 10.02.2013, 17:22 (Zitiert auf den Seiten 26, 27, 44, 52, 54, 56, 57 und 64)
- [Babisch 2009] BABISCH, Wolfgang: *Kinder-Umwelt-Survey 2003/06 - Lärm: Lärm - Daten und Materialiensammlung, Deskription und Zusammenhangsanalysen*. Umweltbundesamt, 2009 (Heft 01/2009). <http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/>

files/medien/publikation/long/3617.pdf, Abruf: 16.01.2015 (11:24). – ISBN 1868–5013 (Zitiert auf den Seiten 13, 15 und 16)

[Babisch 2011] BABISCH, Wolfgang: Quantifizierung des Einflusses von Lärm auf Lebensqualität und Gesundheit. (2011), Nr. 1, S. 28-36. http://www.umweltbundesamt.de/umid/archiv/umid_11_04_01_sonderdruck_laerm.pdf, In: *UMID: Umwelt und Mensch - Informationsdienst: Themenheft Umweltgerechtigkeit*. Abruf: 30.04.2013 (12.10). ISBN 2190–1120 (Zitiert auf Seite 25)

[Banfi u. a. 2007] BANFI, Silvia ; FILIPPINI, Massimo ; HOREHÁJOVÁ, Andrea ; PIÓRO, Daniela: *Zahlungsbereitschaft für eine verbesserte Umweltqualität am Wohnort. Schätzungen für die Städte Zürich und Lugano für die Bereiche Luftverschmutzung, Lärmbelastung und Elektrosmog von Mobilfunkantennen*. Bern : vdf Hochschulverlag, 2007 www.umwelt-schweiz.ch/uw-0717-d, Abruf: 30.04.2013 (14:15). – ISBN 9783728130983 (Zitiert auf Seite 45)

[Beauftragte der Bundesregierung für Migration, Flüchtlinge und Integration 2011] BEAUFTRAGTE DER BUNDESREGIERUNG FÜR MIGRATION, FLÜCHTLINGE UND INTEGRATION: *Zweiter Integrationsindikatorenbericht*. Köln/Berlin, 2011 http://www.bundesregierung.de/Content/DE/Publikation/IB/2012-01-12-zweiter-indikatorenbericht.pdf?__blob=publicationFile, Abruf: 31.03.2014 (16:15) (Zitiert auf Seite 123)

[Beckenbach u. a. 1989] BECKENBACH, Frank ; HAMPICKE, Ulrich ; SCHULZ, Werner: *Möglichkeiten und Grenzen der Monetarisierung von Natur und Umwelt*. Berlin : Institut für Ökologische Wirtschaftsforschung, 1989. – ISBN 3926930233 (Zitiert auf Seite 39)

[Becker u. Gerlach 2013] BECKER, Thilo ; GERLACH, Julia: Verkehrslärm in Berlin - ein Problem für alle? (2013), Nr. 1, S. 38-49. https://www.statistik-berlin-brandenburg.de/produkte/zeitschrift/2013/HZ_201301.pdf, In: *Zeitschrift für amtliche Statistik*. Abruf: 24.07.2013 (12:53). ISBN 1864–5356 (Zitiert auf Seite 23)

[Becker u. a. 2012] BECKER, Udo ; BECKER, Thilo ; GERLACH, Julia: *Externe Autokosten in der EU-27 - Überblick über existierende Studien*. Dresden/Brüssel, 2012 http://www.greens-efa.eu/fileadmin/dam/Documents/Studies/Costs_of_cars/The_true_costs_of_cars_DE.pdf, Abruf: 17.12.2012, 8:32 (Zitiert auf den Seiten 24 und 67)

- [Beelen u. a. 2013] BEELEN, Rob ; RAASCHOU-NIELSEN, Ole ; STAFOGGIA, Massimo ; ANDERSEN, Zorana J. ; WEINMAYR, Gudrun ; HOFFMANN, Barbara ; WOLF, Kathrin ; SAMOLI, Evangelia ; FISCHER, Paul ; NIEUWENHUIJSEN, Mark ; VINEIS, Paolo ; XUN, Wei W. ; KATSOUYANNI, Klea ; DIMAKOPOULOU, Konstantina ; OUDIN, Anna ; FORSBERG, Bertil ; MODIG, Lars ; HAVULINNA, Aki S. ; LANKI, Timo ; TURUNEN, Anu ; OFTEDAL, Bente ; NYSTAD, Wenche ; NAFSTAD, Per ; FAIRE, Ulf D. ; PEDERSEN, Nancy L. ; ÖSTENSON, Claes-Göran ; FRATIGLIONI, Laura ; PENELL, Johanna ; KOREK, Michal ; PERSHAGEN, Gö ; ERIKSEN, Kirsten T. ; OVERVAD, Kim ; ELLERMANN, Thomas ; EEFTENS, Marloes ; PEETERS, Petra H. ; MELIEFSTE, Kees ; WANG, Meng ; MESQUITA, Bas B. ; SUGIRI, Dorothea ; KRÄMER, Ursula ; HEINRICH, Joachim ; HOOGH, Kees de ; KEY, Timothy ; PETERS, Annette ; HAMPEL, Regina ; CONCIN, Hans ; NAGEL, Gabriele ; INEICHEN, Alex ; SCHAFFNER, Emmanuel ; PROBST-HENSCH, Nicole ; KÜNZLI, Nino ; SCHINDLER, Christian ; SCHIKOWSKI, Tamara ; ADAM, Martin ; PHULERIA, Harish ; VILIER, Alice ; CLAVEL-CHAPELON, Fran ; DECLERCQ, Christophe ; GRIONI, Sara ; KROGH, Vittorio ; TSAI, Ming-Yi ; RICCERI, Fulvio ; SACERDOTE, Carlotta ; GALASSI, Claudia ; MIGLIORE, Enrica ; RANZI, Andrea ; CESARONI, Giulia ; BADALONI, Chiara ; FORASTIERE, Francesco ; TAMAYO, Ibon ; AMIANO, Pilar ; DORRONSORO, Miren ; KATSOULIS, Michail ; TRICHOPOULOU, Antonia ; BRUNEKREEF, Bert ; HOEK, Gerard: *Effects of long-term exposure to air pollution on natural-cause mortality: an analysis of 22 European cohorts within the multicentre ESCAPE project*. 2013 <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0140673613621583>, Abruf: 07.01.2014 (13:06). – ISBN 0140–6736 (Zitiert auf den Seiten 62 und 68)
- [Böhme u. Bunzel 2014] BÖHME, Christa ; BUNZEL, Arno: *Umweltgerechtigkeit im städtischen Raum Expertise. Instrumente zur Erhaltung und Schaffung von Umweltgerechtigkeit*. Berlin : Deutsches Institut für Urbanistik, 2014 <http://edoc.difu.de/edoc.php?id=AR20619P>, Abruf: 09.09.2014 (13:28) (Zitiert auf den Seiten 2 und 10)
- [Böhme u. a. 2014] BÖHME, Christa ; PREUSS, Thomas ; BUNGE, Christiane: Umweltgerechtigkeit im städtischen Raum - Erfolgsfaktoren für eine Implementierung im kommunalen Handeln. (2014), Nr. 2 , S. 5-10. http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/umid_02_2014_internet_endv_aktu.pdf, In: *UMID: Umwelt und Mensch - Informationsdienst: Schwerpunkt: Umwelt und Gesundheit in Stadtentwicklung und -planung*. Abruf: 21.12.2014 (19:58). ISBN 2190–1147 (Zitiert auf Seite 2)
- [Bickel 2006] BICKEL, Peter: *Annex E to HEATCO Deliverable 5*. Stuttgart : IER Germany, 2006 http://heatco.ier.uni-stuttgart.de/HEATCO_D5_Annex.zip, Abruf: 27.06.2014 (15:48) (Zitiert auf Seite 47)

- [Bickel u. Friedrich 2005] BICKEL, Peter ; FRIEDRICH, Rainer: *ExternE - Externalities of Energy - Methodology 2005 Update*. Stuttgart : European Commission - Directorate-General for Research Sustainable Energy Systems, 2005 http://www.externe.info/externe_d7/sites/default/files/methup05a.pdf, Abruf: 30.04.2013 (11:26). – ISBN 92–79–00423–9 (Zitiert auf den Seiten 38 und 43)
- [Bickel u. a. 2006] BICKEL, Peter ; FRIEDRICH, Rainer ; BURGESS, Arnaud ; FAGIANI, Patrizia ; HUNT, Alistair: *Deliverable 5: Proposal for Harmonised Guidelines*. Stuttgart : IER Germany, 2006 http://heatco.ier.uni-stuttgart.de/HEATCO_D5.pdf, Abruf: 30.04.2013 (13:48) (Zitiert auf den Seiten 40, 54, 66 und 67)
- [Bickel u. a. 2003] BICKEL, Peter ; SCHMID, Stephan ; TERVONEN, Juha ; HÄMEKOSKI, Kari ; OTTERSTRÖM, Tomas ; ANTON, Peter ; ENEI, Riccardo ; LEONE, Gianluca ; VAN DONSELAAR, Pauline: *UNITE - UNIfication of accounts and marginal costs for Transport Efficiency: Deliverable 11 Environmental Marginal Cost Case Studies*. 2003 <http://www.its.leeds.ac.uk/projects/unite/downloads/D11.pdf>, Abruf: 25.11.2014 (8:51) (Zitiert auf Seite 40)
- [Bjørnskau 2005] BJØRNSKAU, Torkel: Road Traffic Change: A Catalyst for Segregation? 42 (2005), Nr. 1 , S. 69-89. <http://usj.sagepub.com/content/42/1/69.full.pdf+html>, In: *Urban Studies*. Abruf: 27.12.2014 (17:30). ISBN 00420980; 1360063X (Zitiert auf Seite 165)
- [Blanco u. Flindell 2011] BLANCO, Joan C. ; FLINDELL, Ian: Property prices in urban areas affected by road traffic noise. In: *Applied Acoustics* 72 (2011), 3, Nr. 4, S. 133–141. ISBN 0003–682X (Zitiert auf den Seiten 58 und 65)
- [Bömermann 2012] BÖMERMAN, Hatmut: Stadtgebiet und Gliederungen. (2012), Nr. 1+2 , S. 76-87. https://www.statistik-berlin-brandenburg.de/Publikationen/Aufsaetze/2012/HZ_201201-06.pdf, In: *Zeitschrift für amtliche Statistik Berlin Brandenburg*. Abruf: 05.02.2014 (8:15). ISBN 1864–5356 (Zitiert auf den Seiten 81 und 83)
- [Bodenschatz 2013] BODENSCHATZ, Harald: *Städtebau in Berlin / Schreckbild und Vorbild für Europa*. Berlin : DOM publishers, 2013 (2. Auflage). – ISBN 9783869222967 (Zitiert auf Seite 164)
- [Bodenschatz 2014] BODENSCHATZ, Harald: *Städtebau in Berlin - „Die Armen rücken zusammen“*. 2014 <http://www.taz.de/!135037/>, Abruf: 03.02.2015 (11:03) (Zitiert auf Seite 164)
- [Bolte u. a. 2012a] BOLTE, Gabriele ; BUNGE, Christiane ; HORNBERG, Claudia ; KÖCKLER, Heike ; MIELCK, Andreas: *Umweltgerechtigkeit / Chancengleichheit bei Umwelt*

- und Gesundheit: Konzepte, Datenlage und Handlungsperspektiven*. 1. Auflage. Bern : Huber, 2012. – ISBN 978-3-456-85049-8 (Zitiert auf Seite 10)
- [Bolte u. a. 2012b] *Kapitel 1*. In: BOLTE, Gabriele ; BUNGE, Christiane ; HORNBERG, Claudia ; KÖCKLER, Heike ; MIELCK, Andreas: *Umweltgerechtigkeit durch Chancengleichheit bei Umwelt und Gesundheit. Eine Einführung in die Thematik und Zielsetzung dieses Buches*. 1. Auflage. Bern : Huber, 2012 (Umweltgerechtigkeit / Chancengleichheit bei Umwelt und Gesundheit: Konzepte, Datenlage und Handlungsperspektiven). – ISBN 978-3-456-85049-8, S. 15–37 (Zitiert auf Seite 3)
- [Bolte u. a. 2012c] *Kapitel 2*. In: BOLTE, Gabriele ; VOIGTLÄNDER, Sven ; RAZUM, Oliver ; MIELCK, Andreas: *Modelle zur Erklärung des Zusammenhangs zwischen sozialer Lage, Umwelt und Gesundheit*. 1. Auflage. Bern : Huber, 2012 (Umweltgerechtigkeit / Chancengleichheit bei Umwelt und Gesundheit: Konzepte, Datenlage und Handlungsperspektiven). – ISBN 978-3-456-85049-8, S. 39–50 (Zitiert auf Seite 11)
- [Bonita u. a. 2006] BONITA, Ruth ; BEAGLEHOLE, Robert ; KJELLSTRÖM, Tord: *Basic Epidemiology*. World Health Organization, 2006 http://whqlibdoc.who.int/publications/2006/9241547073_eng.pdf, Abruf: 06.04.2013 (15:19). – ISBN 9789241547079 (Zitiert auf den Seiten 41 und 42)
- [Brainard u. a. 2002] BRAINARD, JS ; JONES, AP ; BATEMAN, IJ ; LOVETT, AA ; FALLON, PJ: Modelling environmental equity: access to air quality in Birmingham, England. In: *Environment and Planning A* 34 (2002), Nr. 4, S. 695–716 (Zitiert auf den Seiten 13, 15 und 16)
- [Brand u. Boardman 2008] BRAND, Christian ; BOARDMAN, Brenda: Taming of the few - The unequal distribution of greenhouse gas emissions from personal travel in the UK. In: *Energy Policy* 36 (2008), 1, Nr. 1, S. 224–238. ISBN 0301-4215 (Zitiert auf Seite 10)
- [Brand u. Preston 2010] BRAND, Christian ; PRESTON, John M.: '60-20 emission' - The unequal distribution of greenhouse gas emissions from personal, non-business travel in the UK. In: *Transport Policy* 17 (2010), 1, Nr. 1, S. 9–19. ISBN 0967-070X (Zitiert auf Seite 10)
- [Branis u. Linhartova 2012] BRANIS, Martin ; LINHARTOVA, Martina: Association between unemployment, income, education level, population size and air pollution in Czech cities: Evidence for environmental inequality? A pilot national scale analysis. In: *Health & place* 18 (2012), 9, Nr. 5, S. 1110–1114. ISBN 1353-8292 (Zitiert auf den Seiten 14 und 16)

- [Brenke 2008] BRENKE, Karl: Migranten in Berlin: Schlechte Jobchancen, geringe Einkommen, hohe Transferabhängigkeit. (2008), Nr. 35, S. 496-507. http://www.diw.de/documents/publikationen/73/diw_01.c.88442.de/08-35-1.pdf, In: *DIW Wochenbericht*. Abruf: 03.04.2014 (21:15) (Zitiert auf Seite 87)
- [Breyer u. a. 2010] BREYER, Friedrich ; KOLMAR ; MARTIN: *Grundlagen der Wirtschaftspolitik*. Tübingen : Mohr Siebeck, 2010. – ISBN 9783161501937 (Zitiert auf Seite 23)
- [Brosius 2013] BROSIUS, Felix: *SPSS 21*. 1. Auflage. Heidelberg; München; Landsberg; Frechen; Hamburg : mitp, 2013. – ISBN 9783826694547 (Zitiert auf Seite 96)
- [Bullard u. a. 2011] BULLARD, Robert D. ; JOHNSON, Glenn S. ; TORRES, Angel O.: *Environmental Health and Racial Equity in the United States: Building Environmentally Just, Sustainable, and Livable Communities*. APHA Press, 2011. – ISBN 9780875532592 (Zitiert auf Seite 9)
- [Bundesagentur für Arbeit 2013a] BUNDESAGENTUR FÜR ARBEIT: *Arbeitsmarkt in Zahlen - Statistik der Grundsicherung für Arbeitsuchende: Verweildauern im SGB II Dezember 2012*. Nürnberg, 2013 <http://statistik.arbeitsagentur.de/Statistikdaten/Detail/201212/iiia7/dauern/dauern-d-0-zip.zip>, Abruf: 07.04.2014 (18:50) (Zitiert auf Seite 124)
- [Bundesagentur für Arbeit 2013b] BUNDESAGENTUR FÜR ARBEIT: *Statistik der Grundsicherung für Arbeitsuchende: Länderreport Berlin Dezember 2012*. 2013 http://statistik.arbeitsagentur.de/nn_31994/SiteGlobals/Forms/Rubrikensuche/Rubrikensuche_Suchergebnis_Form.html?view=processForm&resourceId=210358&input_=&pageLocale=de&topicId=17706®ion=&year_month=201212&year_month.GROUP=1&search=Suchen, Abruf: 07.04.2014 (17:08) (Zitiert auf den Seiten 124 und 125)
- [Bundesagentur für Arbeit 2014] BUNDESAGENTUR FÜR ARBEIT: *Statistik der Grundsicherung für Arbeitsuchende nach dem SGB II: Zeitreihe zu Strukturwerten SGB II nach Ländern*. 2014 <http://statistik.arbeitsagentur.de/Statistikdaten/Detail/Aktuell/iiia7/zr-laender-struktur-rev/zr-laender-struktur-rev-d-0-xls.xls>, Abruf: 07.04.2014 (19:10) (Zitiert auf den Seiten 124 und 125)
- [Bundesamt für Raumentwicklung 2004] BUNDESAMT FÜR RAUMENTWICKLUNG: *Externe Lärmkosten des Strassen- und Schienenverkehrs der Schweiz, Aktualisierung für das Jahr 2000*. Bern : ARE, 2004 (Zitiert auf Seite 26)

- [Bundesamt für Raumentwicklung 2008] BUNDESAMT FÜR RAUMENTWICKLUNG: *Externe Kosten des Verkehrs in der Schweiz - Aktualisierung für das Jahr 2005 mit Bandbreiten*. 2008 (Zitiert auf den Seiten 47 und 50)
- [Bundesministerium der Justiz 2013a] BUNDESMINISTERIUM DER JUSTIZ: *Gesetz über die Statistik für Bundeszwecke (Bundesstatistikgesetz - BStatG)*. Berlin, 2013 http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/bstatg_1987/gesamt.pdf, Abruf: 07.06.2014 (12:06) (Zitiert auf Seite 81)
- [Bundesministerium der Justiz 2013b] BUNDESMINISTERIUM DER JUSTIZ: *Vierunddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über die Lärmkartierung) - 34. BImSchV*. Berlin, 2013 http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/bimschv_34/gesamt.pdf, Abruf: 30.04.2013 (12:06) (Zitiert auf den Seiten 25 und 75)
- [Bundesministerium für Arbeit und Soziales 2013] BUNDESMINISTERIUM FÜR ARBEIT UND SOZIALES: *Lebenslagen in Deutschland - Der Vierte Armuts- und Reichtumsbericht der Bundesregierung*. 2013 https://www.bmas.de/SharedDocs/Downloads/DE/PDF-Publikationen-DinA4/a334-4-armuts-reichtumsbericht-2013.pdf?__blob=publicationFile, Abruf: 07.04.2014 (12:16). – ISBN 1614–3639 (Zitiert auf Seite 87)
- [Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 2006] BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT: *Bekanntmachung der Vorläufigen Berechnungsverfahren für den Umgebungslärm nach § 5 Abs. 1 der Verordnung über die Lärmkartierung (34. BImSchV)*. 2006 (Jahrgang 58, Nummer 154a). http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/bundesanzeiger_154a.pdf, Abruf: 30.04.2013 (14:26). – ISBN 07206100 (Zitiert auf den Seiten 53 und 76)
- [Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 2007] BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT: *Bekanntmachung der Vorläufigen Berechnungsmethode zur Ermittlung der Belastetenzahlen durch Umgebungslärm (VBEB)*. 2007 http://www.bmub.bund.de/fileadmin/bmu-import/files/pdfs/allgemein/application/pdf/berechnungsmethode_umgebungslaerm.pdf, Abruf: 16.01.2015 (14:47) (Zitiert auf Seite 55)
- [Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 2010] BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT: *Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen (39. BImSchV)*. 2010

http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/bimschv_39/gesamt.pdf, Abruf: 30.11.2013 (16:11) (Zitiert auf den Seiten 31 und 33)

[Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 2011] BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT: *Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge*. Berlin, 2011 <http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/bimschg/gesamt.pdf>, Abruf: 15.04.2013 (12:07) (Zitiert auf den Seiten 28 und 100)

[Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit u. Umweltbundesamt 2002] BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT ; UMWELTBUNDESAMT: *Umweltbewusstsein in Deutschland 2002: Ergebnisse einer repräsentativen Bevölkerungsumfrage*. Berlin, 2002 <http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3269.pdf>, Abruf: 29.10.2014 (13:43) (Zitiert auf Seite 28)

[Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit u. Umweltbundesamt 2013] BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT ; UMWELTBUNDESAMT: *Umweltbewusstsein in Deutschland 2012: Ergebnisse einer repräsentativen Bevölkerungsumfrage*. Berlin, 2013 <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/umweltbewusstsein-in-deutschland-2012>, Abruf: 29.10.2013 (16:53) (Zitiert auf den Seiten 22 und 28)

[Bundesministerium für Verkehr 1992] BUNDESMINISTERIUM FÜR VERKEHR: *Richtlinien für den Lärmschutz an Straßen: RLS-90*. Köln : Geschäftsstelle d. Forschungsges. für Straßen- u. Verkehrswesen, 1992 (Zitiert auf Seite 55)

[Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur 2014a] BUNDESMINISTERIUM FÜR VERKEHR UND DIGITALE INFRASTRUKTUR: *Grundkonzeption für den Bundesverkehrswegeplan 2015*. Bonn, 2014 http://www.bmvi.de/SharedDocs/DE/Anlage/VerkehrUndMobilitaet/bvwp-2015-grundkonzeption-langfassung.pdf?__blob=publicationFile, Abruf: 29.06.2014 (10:59) (Zitiert auf Seite 22)

[Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur 2014b] BUNDESMINISTERIUM FÜR VERKEHR UND DIGITALE INFRASTRUKTUR: *Verkehr in Zahlen 2014/2015*. Hamburg : DVV Media Group, 2014. – ISBN 978-3-87154-493-4 (Zitiert auf Seite 1)

[Bundesärztekammer 2013] BUNDESÄRZTEKAMMER: *Nationale Versorgungs Leitlinie - Chronische KHK - Langfassung*. 2. Auflage. 2013 <http://www.>

versorgungsleitlinien.de/themen/khk, Abruf: 09.10.2013 (9:28) (Zitiert auf Seite 27)

[CEDR 2010] CEDR: *Noise management and abatement*. Paris, 2010 http://www.cedr.fr/home/fileadmin/user_upload/Publications/2010/e%20Road%20noise.pdf, Abruf: 30.04.2013 (12:11) (Zitiert auf Seite 52)

[Cesaroni u. a. 2013] CESARONI, Giulia ; BADALONI, Chiara ; GARIAZZO, Claudio ; STAFFOGGIA, Massimo ; SOZZI, Roberto ; DAVOLI, Marina ; FORASTIERE, Francesco: Long-Term Exposure to Urban Air Pollution and Mortality in a Cohort of More than a Million Adults in Rome. 121 (2013), Nr. 3, S. 324-331. <http://ehp.niehs.nih.gov/1205862/#tab1>, In: *Environmental Health Perspectives*. Abruf: 10.01.2014 (11:12) (Zitiert auf den Seiten 62 und 68)

[Cesaroni u. a. 2014] CESARONI, Giulia ; FORASTIERE, Francesco ; STAFFOGGIA, Massimo ; ANDERSEN, Zorana J. ; BADALONI, Chiara ; BEELEN, Rob ; CARACCILOLO, Barbara ; FAIRE, Ulf de ; ERBEL, Raimund ; ERIKSEN, Kirsten T. ; FRATIGLIONI, Laura ; GALASSI, Claudia ; HAMPEL, Regina ; HEIER, Margit ; HENNIG, Frauke ; HILDING, Agneta ; HOFFMANN, Barbara ; HOUTHUIJS, Danny ; JÖCKEL, Karl-Heinz ; KOREK, Michal ; LANKI, Timo ; LEANDER, Karin ; MAGNUSSON, Patrik K E. ; MIGLIORE, Enrica ; OSTENSON, Caes-Göran ; OVERVAD, Kim ; PEDERSEN, Nancy L. ; J, Juha P. ; PENELL, Johanna ; PERSHAGEN, Göran ; PYKO, Andrei ; RAASCHOU-NIELSEN, Ole ; RANZI, Andrea ; RICCERI, Fulvio ; SACERDOTE, Carlotta ; SALOMAA, Veikko ; SWART, Wim ; TURUNEN, Anu W. ; VINEIS, Paolo ; WEINMAYR, Gudrun ; WOLF, Kathrin ; HOOGH, Kees de ; HOEK, Gerard ; BRUNEKREEF, Bert ; PETERS, Annette: Long term exposure to ambient air pollution and incidence of acute coronary events: prospective cohort study and meta-analysis in 11 European cohorts from the ESCAPE Project. In: *BMJ* 348 (2014), BMJ Publishing Group Ltd (Zitiert auf den Seiten 64 und 68)

[Claßen u. a. 2012] *Kapitel 8*. In: CLASSEN, Thomas ; HEILER, Angela ; BREI, Björn: *Urbane Grünräume und gesundheitliche Chancengleichheit - längst nicht alles im "grünen Bereich"*. 1. Auflage. Bern : Huber, 2012 (Umweltgerechtigkeit / Chancengleichheit bei Umwelt und Gesundheit: Konzepte, Datenlage und Handlungsperspektiven). – ISBN 978-3-456-85049-8, S. 113-133 (Zitiert auf Seite 9)

[Crowson u. a. 2009] CROWSON, Cynthia S. ; THERNEAU, Terry M. ; O’FALLON, W. M.: *Attributable Risk Estimation in Cohort Studies*. Rochester, Minnesota : Mayo Foundation for Medical Education and Research, 2009 <http://www.mayo.edu/research/documents/biostat-82pdf/DOC-10027843>, Abruf: 22.11.2014 (12:51) (Zitiert auf Seite 43)

- [Dahl 2010] DAHL, Alexander: *Berücksichtigung externer Kosten bei der Ermittlung von Straßenbenutzungsgebühren auf deutschen Autobahnen*. Weimar, 2010 <http://e-pub.uni-weimar.de/opus4/frontdoor/index/index/docId/1447>, Abruf: 03.05.2013 (10:08). – ISBN 978–3–86068–434–4 (Zitiert auf Seite 47)
- [Dekkers u. van der Straaten 2009] DEKKERS, Jasper E. C. ; STRAATEN, J. W. d.: Monetary valuation of aircraft noise: A hedonic analysis around Amsterdam airport. In: *Ecological Economics* 68 (2009), Nr. 11, S. 2850–2858. ISBN 0921–8009 (Zitiert auf Seite 65)
- [Department of Transportation USA 2012] DEPARTMENT OF TRANSPORTATION USA: *Department of Transportation Environmental Justice Strategy*. 2012 http://www.fhwa.dot.gov/environment/environmental_justice/ej_at_dot/dot_ej_strategy/, Abruf: 10.08.2014 (20:27) (Zitiert auf Seite 8)
- [Der Paritätische Gesamtverband 2013] DER PARITÄTISCHE GESAMTVERBAND: *Zwischen Wohlstand und Verarmung: Deutschland vor der Zerreißprobe. Bericht zur regionalen Armutsentwicklung in Deutschland 2013*. 2013 http://www.der-paritaetische.de/index.php?eID=tx_nawsecuredl&u=0&g=0&t=1397569631&hash=9625fb43cdbc66b335d864485a6f33b69e633b71&file=fileadmin/dokumente/2013_armutsbericht/A4_armutsbericht-2013_web.pdf, Abruf: 07.04.2014 (15:48) (Zitiert auf Seite 87)
- [Desaigues u. a. 2011] DESAIGUES, B. ; AMI, D. ; BARTCZAK, A. ; BRAUN-KOHLÓVÁ, M. ; CHILTON, S. ; CZAJKOWSKI, M. ; FARRERAS, V. ; HUNT, A. ; HUTCHISON, M. ; JEANRENAUD, C. ; KADERJAK, P. ; MÁCA, V. ; MARKIEWICZ, O. ; MARKOWSKA, A. ; METCALF, H. ; NAVRUD, S. ; NIELSEN, J. S. ; ORTIZ, R. ; PELLEGRINI, S. ; RABL, A. ; RIERA, R. ; SCASNY, M. ; STOECKEL, M. E. ; SZÁNTÓ, R. ; URBAN, J.: Economic valuation of air pollution mortality: A 9-country contingent valuation survey of value of a life year (VOLY). 11 (2011), Nr. 3 , S. 902-910. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.12.006>, In: *Ecological Indicators*. Abruf: 08.04.2013 (15:75). ISBN 1470–160X (Zitiert auf Seite 46)
- [Deutsches Institut für Normung 1991] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG: *DIN 18005 Teil 2: Schallschutz im Städtebau; Lärmkarten - Kartenmäßige Darstellung von Schallimmissionen*. 1991 (Zitiert auf Seite 52)
- [Deutsches Institut für Normung 2002] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG: *DIN 45682: Schallimmissionspläne*. 2002 (Zitiert auf Seite 100)

- [Deutsches Institut für Normung 2009] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG: *DIN 1320: Akustik - Begriffe*. Berlin : Beuth Verlag, 2009 (Zitiert auf den Seiten 24 und 25)
- [Dickie u. List 2006] DICKIE, Mark ; LIST, John: *Economic Valuation of Health for Environmental Policy: Comparing Alternative Approaches. Introduction and Overview*. <http://dx.doi.org/10.1007/s10640-006-9008-0>. Version: 2006, Abruf: 30.04.2013 (14:08) (Zitiert auf Seite 41)
- [Diekmann u. Meyer 2011] DIEKMANN, Andreas ; MEYER, Reto: Demokratischer Smog? Eine empirische Untersuchung zum Zusammenhang zwischen Sozialschicht und Umweltbelastungen. (2011), Nr. 2/2011 , S. 74-90. <http://www.umweltbundesamt.de/umid/archiv/umid0211.pdf>, In: *UMID: Umwelt und Mensch - Informationsdienst: Themenheft Umweltgerechtigkeit*. Abruf: 03.05.2013 (09:53). ISBN 2190-1120 (Zitiert auf den Seiten 14, 15 und 16)
- [Eerden u. a. 2013] EERDEN, Frits Van D. ; GRAAFLAND, Freek ; WESSELS, Peter ; BASTEN, Tom: *Urban traffic noise assessment by combining measurement and model results*. Acoustical Society of America, 2013 <http://dx.doi.org/10.1121/1.4799995> (Zitiert auf Seite 89)
- [Eliasson u. Mattsson 2006] ELIASSON, Jonas ; MATTSSON, Lars-Göran: Equity effects of congestion pricing: Quantitative methodology and a case study for Stockholm. 40 (2006), Nr. 7 , S. 602-620. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0965856405001618>, In: *Transportation Research Part A: Policy and Practice*. Abruf: 16.01.2015 (14:12). ISBN 0965-8564 (Zitiert auf Seite 73)
- [Environmental Protection Agency 2010] ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY: *Seven Priorities for EPA's Future*. Washington, D.C., 2010 <http://blog.epa.gov/administrator/2010/01/12/seven-priorities-for-epas-...2>, Abruf: 22.01.2013, 12:58 (Zitiert auf Seite 8)
- [Environmental Protection Agency 2013] ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY: *Environmental Justice - Basic Information*. Washington, D.C., 2013 <http://www.epa.gov/environmentaljustice/basics/index.html>, Abruf: 22.01.2013, 12:58 (Zitiert auf den Seiten 2 und 7)
- [van Essen u. a. 2011] ESSEN, Huib van ; SCHROTEN, Arno ; OTTEN, Matthijs ; SUTTER, Daniel ; SCHREYER, Christoph ; ZANDONELLA, Remo ; MAIBACH, Markus ; DOLL, Claus: *External Costs of Transport in Europe - Update Study for 2008*. Delft, 2011 <http://www.cedelft.eu/?go=home.downloadPub&id=1258&>

file=CE_Delft_4215_External_Costs_of_Transport_in_Europe_def.pdf, Abruf: 17.12.2012 (8:27) (Zitiert auf den Seiten 23, 34, 53, 54, 67 und 118)

[European Commission 2002a] EUROPEAN COMMISSION: *Position paper on dose response relationships between transportation noise and annoyance*. Luxembourg : Office for Official Publications of the European Communities, 2002 http://ec.europa.eu/environment/noise/pdf/noise_expert_network.pdf, Abruf: 30.04.2013 (14:00). – ISBN 92–894–3894–0 (Zitiert auf den Seiten 28 und 58)

[European Commission 2002b] EUROPEAN COMMISSION: *Richtlinie 2002/49/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über die Bewertung und Bekämpfung von Umgebungslärm*. Brüssel, 2002 (2002/49/EG). <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2002:189:0012:0012:DE:PDF>, Abruf: 30.04.2013 (11:17) (Zitiert auf den Seiten 25, 51, 55, 77 und 88)

[European Commission 2011a] EUROPEAN COMMISSION: *Richtlinie 2011/76/EU über die Erhebung von Gebühren für die Benutzung bestimmter Verkehrswege durch schwere Nutzfahrzeuge*. Brüssel, 2011 http://www.cep.eu/fileadmin/user_upload/CEP-Monitor/KOM_2008_436_Lkw-Maut__Anlastung_externer_Kosten/Richtlinie_2011_76_EU.pdf, Abruf: 29.06.2014 (13:17) (Zitiert auf Seite 23)

[European Commission 2011b] EUROPEAN COMMISSION: *Weissbuch: Fahrplan zu einem einheitlichen europäischen Verkehrsraum - Hin zu einem wettbewerbsorientierten und ressourcenschonenden Verkehrssystem*. Brüssel, 2011 <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2011:0144:FIN:DE:PDF>, Abruf: 29.06.2014 (14:49) (Zitiert auf den Seiten 23 und 169)

[European Environment Agency 2010] EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY: *Good practice guide on noise exposure and potential health effects*. Copenhagen, 2010 http://www.eea.europa.eu/publications/good-practice-guide-on-noise/at_download/file, Abruf: 30.04.2013 (13:26). – ISBN 1725–2237 (Zitiert auf Seite 52)

[European Environment Agency 2012] EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY: *Particulate matter from natural sources and related reporting under the EU Air Quality Directive in 2008 and 2009*. Kopenhagen, 2012 http://www.eea.europa.eu/publications/particulate-matter-from-natural-sources/at_download/file, Abruf: 02.12.2013 (14:15). – ISBN 1725–2237 (Zitiert auf Seite 32)

[European Environment Agency 2013] EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY: *EMEP/EEA air pollutant emission inventory - guidebook 2013: Technical guidance to prepare national emission inventories: Road vehicle tyre and brake wear and*

- Road surface wear*. Kopenhagen, 2013 <http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2013/download-complete-guidebook-2013.zip>, Abruf: 03.12.2013 (18:36). – ISBN 978-92-9213-403-7 (Zitiert auf Seite 33)
- [Fakiner 1985] FAKINER, H.: *Belastung der Bevölkerung durch Lärm - Phase III - Handbuch für das Belastungsmodell*. Frankfurt am Main : Battelle-Institut e.V., 1985 (UBA-Forschungsbericht 85-044) (Zitiert auf Seite 55)
- [Fan u. a. 2012] FAN, Xiaopeng ; LAM, Kin che ; YU, Qi: Differential exposure of the urban population to vehicular air pollution in Hong Kong. In: *Science of The Total Environment* 426 (2012), S. 211–219. ISBN 0048-9697 (Zitiert auf den Seiten 13, 15 und 16)
- [Fenger u. a. 1998] FENGER, Jes ; HERTEL, Ole ; PALMGREN, Finn: *Urban air pollution / European aspects*. Boston, London : Kluwer, 1998. – ISBN 0-7923-5502-4 (Zitiert auf Seite 60)
- [Forschungsgesellschaft für Strassen- und Verkehrswesen 2005] FORSCHUNGSGESELLSCHAFT FÜR STRASSEN- UND VERKEHRSWESEN: *Handbuch für die Bemessung von Strassenverkehrsanlagen (HBS)*. Ausgabe 2001, Fassung 2005. Köln : FGSV-Verlag, 2005. – ISBN 3937356444 (Zitiert auf Seite 102)
- [Franck u. a. 2014] FRANCK, Ulrich ; KLIMECZEK, Heinz-Josef ; KINDLER, Annegret: Social indicators are predictors of airborne outdoor exposures in Berlin. In: *Ecological Indicators* 36 (2014), S. 582–593. ISBN 1470-160X (Zitiert auf den Seiten 15, 17 und 76)
- [Freeman 1994] FREEMAN, Albert M.: *The measurement of environmental and resource values / theory and methods*. Resources for the Future, 1994. – ISBN 0915707683 (Zitiert auf Seite 39)
- [Friedemann u. a. 2010] *Kapitel 4.5.1*. In: FRIEDEMANN, Julia ; BECKER, Thilo ; BECKER, Udo: *Wegekosten und externe Kosten - Analyse, Probleme, Bedeutung*. 58. Ergänzungs-Lieferung. Berlin : Wichmann, 2010 (HKV - Handbuch der kommunalen Verkehrsplanung). – ISBN 9783879074006 (Zitiert auf Seite 22)
- [Friedrich u. a. 2012] FRIEDRICH, Rainer ; OHLAU, Katrin ; PREISS, Philipp ; MÜLLER, Wolf: *Sachstandspapier zu Lärm - Schätzung Externer Umweltkosten und Vorschläge zur Kosteninternalisierung in ausgewählten Politikfeldern*. Dessau : Umweltbundesamt, 2012 http://www.umweltbundesamt.de/umweltoekonomie/publikationen/sachstandspapier_laerm.pdf, Abruf: 23.07.2013 (9:10) (Zitiert auf den Seiten 40, 47, 53, 54, 65, 67 und 222)

- [Friedrichs 2014] *Kapitel I 2.* In: FRIEDRICHS, Jürgen: *Armut und räumliche Polarisierung: Bremen und Köln.* Wiesbaden : Springer Fachmedien, 2014. – S. , 45-64 (Zitiert auf Seite 87)
- [Friedrichs u. Triemer 2009] FRIEDRICHS, Jürgen ; TRIEMER, Sascha: *Gespaltene Städte? : Soziale und ethnische Segregation in deutschen Großstädten.* Wiesbaden : VS Verlag für Sozialwissenschaften, 2009. – ISBN 978-3-531-16830-2 (Zitiert auf Seite 87)
- [Gaffron 2011] GAFFRON, Philine: Umweltgerechtigkeit im Stadtverkehr - Status quo der Empirie in Deutschland und weiterführende Analysen. (2011), Nr. 2/2011 , S. 81-87. <http://www.umweltbundesamt.de/umid/archiv/umid0211.pdf>, In: *UMID: Umwelt und Mensch - Informationsdienst: Themenheft Umweltgerechtigkeit.* Abruf: 03.05.2013 (09:53). ISBN 2190-1120 (Zitiert auf den Seiten 15 und 16)
- [Gaffron 2012] GAFFRON, Philine: Urban transport, environmental justice and human daily activity patterns. In: *Transport Policy* (2012), Nr. 20. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tranpol.2012.01.011>, Abruf: 30.04.2013 (14:21). ISBN 0967-070X (Zitiert auf den Seiten 13, 14, 74 und 77)
- [Gafni 2006] GAFNI, Amiram: Economic Evaluation of Health-care Programmes: Is CEA Better than CBA? 34 (2006), Nr. 3 , S. 407-418. <http://dx.doi.org/10.1007/s10640-006-0008-x>; In: *Environmental and Resource Economics.* Abruf: 30.04.2013 (14:09). ISBN 0924-6460 (Zitiert auf Seite 41)
- [Gawrich 2002] GAWRICH, Stefan: *Analyse der Einsatzmöglichkeiten und Validierung des globalen Gesundheitsmaßes "Disability adjusted life years"(DALY) mit Mikrodaten am Beispiel des United States Renal Data System.* Bochum, 2002 https://suchen.ub.rub.de/Record/1664410_bo, Abruf: 17.09.2013 (17:44) (Zitiert auf den Seiten 216 und 220)
- [Gerike 2005] GERIKE, Regin: *Wie kann das Leitbild nachhaltiger Verkehrsentwicklung konkretisiert werden? - Ableitung grundlegender Aufgabenbereiche.* Dresden, 2005 <http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:swb:14-1132862870193-12708>, Abruf: 13.09.2014 (17:20) (Zitiert auf Seite 9)
- [Gesundheitsberichterstattung des Bundes 2010] GESUNDHEITSBERICHTERSTATTUNG DES BUNDES: *Krankheitskosten in Mio. Euro für Deutschland. Gliederungsmerkmale: Jahre, Alter, Geschlecht, ICD10.* 2010 http://www.gbe-bund.de/oowa921-install/servlet/oowa/aw92/dboowasys921.xwdevkit/xwd_init?gbe.isgbetol/xs_start_neu/&p_aid=i&p_aid=22589934&nummer=553&p_sprache=D&p_indsp=99999999&p_aid=70625822, Abruf: 30.04.2013 (11:38) (Zitiert auf den Seiten 49 und 210)

- [Gesundheitsberichterstattung des Bundes 2013] GESUNDHEITSBERICHTERSTATTUNG DES BUNDES: *Diagnosedaten der Krankenhäuser ab 2000 (Fälle/Sterbefälle, Fälle je 100000 Einwohner (altersstandardisiert), Berechnungs- und Belegungstage, durchschnittliche Verweildauer). Gliederungsmerkmale: Jahre, Wohnsitz, Alter, Geschlecht, Verweildauer, ICD10.* 2013 http://www.gbe-bund.de/oowa921-install/servlet/oowa/aw92/dboowasys921.xwdevkit/xwd_init?gbe.isgbetol/xs_start_neu/&p_aid=3&p_aid=32066836&nummer=594&p_sprache=D&p_indsp=-&p_aid=98036837, Abruf: 12.10.2013 (14:39) (Zitiert auf den Seiten 49 und 50)
- [Giering 2010] GIERING, Kerstin: *Lärmwirkungen - Dosis-Wirkungsrelationen.* Dessau : Umweltbundesamt, 2010 (Texte 13/2010). http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/461/publikationen/3917_0.pdf, Abruf: 16.01.2015 (14:57). – ISBN 1862–4804 (Zitiert auf den Seiten 26 und 56)
- [Griefahn 2007] GRIEFAHN, Barbara: *Lärmbedingte Schlafstörungen: Verkehrslärmarten, Frequenzspektren, temporäre Verkehrsruhe, Forschungsverbund „Leiser Verkehr“ - Bereich 2000 „Lärmwirkungen“.* Dortmund, 2007 (Einzelaufgabe 2311). <http://edok01.tib.uni-hannover.de/edoks/e01fb08/572377878.pdf>, Abruf: 07.10.2013 (15:48) (Zitiert auf Seite 53)
- [Grineski u. a. 2007] GRINESKI, Sara ; BOLIN, Bob ; BOONE, Christopher: Criteria Air Pollution and Marginalized Populations: Environmental Inequity in Metropolitan Phoenix, Arizona. In: *Social Science Quarterly* 88 (2007), Nr. 2, S. 535–554. ISBN 1540–6237 (Zitiert auf den Seiten 14, 15 und 16)
- [Guski u. a. 2004] GUSKI, Rainer ; ISING, Hartmut ; JANSEN, Gerd ; KÖLTSCHE, Peter ; SCHEUCH, Klaus: *Fluglärm 2004 - Stellungnahme des Interdisziplinären Arbeitskreises für Lärmwirkungsfragen beim Umweltbundesamt.* Berlin, 2004 <http://www.umweltbundesamt.de/laermprobleme/publikationen/fluglaermwirk.pdf>, Abruf: 30.04.2013 (12:09) (Zitiert auf Seite 25)
- [Gutfleisch u. Sturm 2013] *Kapitel 6.2.* In: GUTFLEISCH, Ralf ; STURM, Gabriele: *Regionale Standards - Ausgabe 2013.* Bd. 12: *Kataloge kleinräumiger kommunalstatistischer Daten.* Köln, 2013. – S. , 156-168 (Zitiert auf Seite 80)
- [Gyapay 2012] GYAPAY, Borbála: Die Veränderung des ethnischen Bildes Berlins. (2012), Nr. 3, S. 46-55. https://www.statistik-berlin-brandenburg.de/Publikationen/Aufsaeetze/2012/HZ_201203-05.pdf, In: *Zeitschrift für amtliche Statistik Berlin Brandenburg.* Abruf: 30.03.2014 (14:38) (Zitiert auf Seite 122)

- [Hammit 2007] HAMMITT, James K.: Valuing Changes in Mortality Risk: Lives Saved Versus Life Years Saved. 1 (2007), July 01, Nr. 2, S. 228-240. <http://dx.doi.org/10.1093/reep/rem015>, In: *Review of Environmental Economics and Policy*. Abruf: 09.04.2013 (15:37). ISBN 1750-6824 (Zitiert auf Seite 45)
- [Hanesch 2011] In: HANESCH, Walter: *Soziale Spaltung und Armut in den Kommunen und die Zukunft des „lokalen Sozialstaats“*. VS Verlag für Sozialwissenschaften, 2011. – S. , 7-46 (Zitiert auf Seite 87)
- [Hansell u. a. 2013] HANSELL, Anna L. ; BLANGIARDO, Marta ; FORTUNATO, Lea ; FLOUD, Sarah ; HOOGH, Kees de ; FECHT, Daniela ; GHOSH, Rebecca E. ; LASZLO, Helga E. ; PEARSON, Clare ; BEALE, Linda ; BEEVERS, Sean ; GULLIVER, John ; BEST, Nicky ; RICHARDSON, Sylvia ; ELLIOTT, Paul: Aircraft noise and cardiovascular disease near Heathrow airport in London: small area study. In: *British Medical Journal* 347 (2013) (Zitiert auf Seite 57)
- [Hanusch 2011] HANUSCH, Horst: *Nutzen-Kosten- Analyse*. München : Vahlen, 2011. – ISBN 9783800634125 (Zitiert auf Seite 39)
- [de Hartog u. a. 2010] HARTOG, Jeroen J. ; BOOGAARD, Hanna ; NIJLAND, Hans ; HOEK, Gerard: Do the Health Benefits of Cycling Outweigh the Risks? In: *Environmental Health Perspectives* 118 (2010), 08/01, Nr. 8. <http://dx.doi.org/10.1289%2Fehp.0901747>;; Abruf: 30.04.2013 (14:29) (Zitiert auf Seite 77)
- [Hartung u. a. 2005] HARTUNG, Joachim ; ELPELT, Bärbel ; KLÖSENER, Karl-Heinz: *Statistik / Lehr- und Handbuch der angewandten Statistik*. München : Oldenbourg, 2005. – ISBN 3486578901 (Zitiert auf den Seiten 96 und 97)
- [Haucke u. a. 2009] HAUCKE, F. ; HOLLE, R. ; WICHMANN, H. E.: Epidemiologische Erforschung und ökonomische Bewertung gesundheitlicher Umweltrisiken. 52 (2009), 12/01, Nr. 12, S. 1166-1178. In: *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*. <http://dx.doi.org/10.1007/s00103-009-0970-x>. ISBN 1436-9990 (Zitiert auf Seite 42)
- [Havard u. a. 2011] HAVARD, Sabrina ; REICH, Brian J. ; BEAN, Kathy ; CHAIX, Basile: Social inequalities in residential exposure to road traffic noise: An environmental justice analysis based on the RECORD Cohort Study. 68 (2011), May 01, Nr. 5, S. 366-374. <http://dx.doi.org/10.1136/oem.2010.060640>, In: *Occupational and environmental medicine*. Abruf: 03.05.2013 (09:56) (Zitiert auf den Seiten 14, 16 und 145)
- [Health Council of the Netherlands (HCN), Committe on Noise and Health 1994] HEALTH COUNCIL OF THE NETHERLANDS (HCN), COMMITTEE ON NOISE AND HEALTH: *Noise*

and Health. Bd. 1994/15E. Den Haag : Health Council of the Netherlands, 1994 <http://www.gezondheidsraad.nl/sites/default/files/94@15E.pdf>, Abruf: 30.04.2013 (13:42). – ISBN 9055490482 (Zitiert auf Seite 40)

[Health Council of the Netherlands (HCN), Committee on Uniform environmental noise exposure metric 1997] HEALTH COUNCIL OF THE NETHERLANDS (HCN), COMMITTEE ON UNIFORM ENVIRONMENTAL NOISE EXPOSURE METRIC: *Assessing noise exposure for public health purposes*. Bd. 1997/23E. Health Council of the Netherlands, 1997 <http://www.gezondheidsraad.nl/sites/default/files/97@23E.pdf>, Abruf: 30.04.2013 (14:03). – ISBN 9055491853 (Zitiert auf Seite 40)

[Hecht 2012] HECHT, Christian: *Vergleich und Bewertung verschiedener Indikatoren zur kleinräumigen Beurteilung der Lärmbelastung*. Dresden : Diplomarbeit am Lehrstuhl für Verkehrsökologie, 2012 (Zitiert auf Seite 76)

[HEIMTSA 2008] HEIMTSA: Literature review of theoretical issues and empirical estimation of health end-point unit values: noise case study. (2008), Nr. D 4.1.1. <http://www.heimtsa.eu/LinkClick.aspx?fileticket=81ixVT7Jcuk%3d&tabid=2937&mid=6403&language=en-GB;>, Abruf: 20.09.2013 (15:22) (Zitiert auf Seite 47)

[Heineberg u. a. 2014] HEINEBERG, Heinz ; KRAAS, Frauke ; KRAJEWSKI, Christian: *Stadtgeographie*. Paderborn : Schöningh, 2014. – ISBN 9783825240158 (Zitiert auf den Seiten 80 und 81)

[Heinrich u. a. 2005] HEINRICH, J. ; GEHRING, U. ; CYRYS, J. ; BRAUER, M. ; HOEK, G. ; FISCHER, P. ; BELLANDER, T. ; BRUNEKREEF, B.: Exposure to traffic related air pollutants: self reported traffic intensity versus GIS modelled exposure. In: *Occupational and environmental medicine* 62 (2005), August 01, Nr. 8, S. 517–523 (Zitiert auf den Seiten 13 und 15)

[Hoffmann u. a. 2003] HOFFMANN, B. ; ROBRA, B. P. ; SWART, E.: Soziale Ungleichheit und Straßenlärm im Wohnumfeld - eine Auswertung des Bundesgesundheits surveys. In: *Gesundheitswesen* 65 (2003), Nr. 06, S. 393–401. ISBN 0941–3790 (Zitiert auf den Seiten 13, 15 und 16)

[Hoffmeyer-Zlotnik 2013] *Kapitel 9.6*. In: HOFFMEYER-ZLOTNIK, Jürgen H. P.: *Regionale Standards - Ausgabe 2013*. Bd. 12: *Geomarketing, Mikromarketing*. Köln, 2013. – S. , 308–311 (Zitiert auf Seite 81)

- [Holz 2011] *Kapitel III 4.* In: HOLZ, Gerda: „*Kommunale Strategien gegen Kinder- und Bildungsarmut*“. Oder: *Der Ansatz kindbezogener Armutsprävention (nicht nur) für Kommunen.* VS Verlag für Sozialwissenschaften, 2011. – S. , 299-324 (Zitiert auf Seite 87)
- [Hornberg u. Pauli 2009] HORNBERG, Claudia ; PAULI, Andrea: *Umweltgerechtigkeit - die soziale Verteilung von gesundheitsrelevanten Umweltbelastungen; Dokumentation der Fachtagung vom 27. bis 28. Oktober 2008 in Berlin.* Bielefeld : Universität Bielefeld, 2009. – ISBN 978-3-933066-40-4 (Zitiert auf Seite 17)
- [Häußermann u. a. 2012] HÄUSSERMANN, Hartmut ; WERWATZ, Axel ; GLOCK, Birgit ; DOHNKE, Jan ; HAUSMANN, Patrick: *Monitoring Soziale Stadtentwicklung Berlin 2011 - Fortschreibung für den Zeitraum 2009 - 2010.* Berlin, 2012 http://www.stadtentwicklung.berlin.de/planen/basisdaten_stadtentwicklung/monitoring/download/2011/MonitoringSozialeStadtentwicklung2011.pdf, Abruf: 23.07.2013 (11:35) (Zitiert auf den Seiten 83 und 121)
- [Hunt 2001] HUNT, Alistair: *Monetary valuation of noise effects - Draft Final Report; Prepared for: The EC UNITE Project, sub-contracted to IER, Germany.* 2001 (Zitiert auf Seite 28)
- [IPCC 2013a] *Kapitel 7.* In: IPCC: *Clouds and Aerosols.* Cambridge, United Kingdom and New York, USA : Cambridge University Press, 2013 (Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change) (Zitiert auf Seite 32)
- [IPCC 2013b] *Kapitel SPM.* In: IPCC: *Summary for Policymakers.* Cambridge, United Kingdom and New York, USA : Cambridge University Press, 2013 (Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change) (Zitiert auf Seite 1)
- [IPCC 2014] IPCC: *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation and Vulnerability - Summary for Policymakers.* Cambridge, United Kingdom und New York, USA : Cambridge University Press, 2014 http://ipcc-wg2.gov/AR5/images/uploads/WG2AR5_SPM_FINAL.pdf, Abruf: 19.11.2014 (16:45) (Zitiert auf Seite 9)
- [IVU Umwelt GmbH 2011] IVU UMWELT GMBH: *Endbericht Fortschreibung des Berliner Luftreinhalteplans (LRP) 2009 - 2020.* Freiburg, 2011 <http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/luftqualitaet/de/>

- luftreinhalteplan/download/lrp_fortschreibung.pdf, Abruf: 30.11.2013 (13:08)
(Zitiert auf Seite 31)
- [Jephcote u. Chen 2012] JEPHCOTE, Calvin ; CHEN, Haibo: Environmental injustices of children's exposure to air pollution from road-transport within the model British multicultural city of Leicester: 2000-09. In: *Science of The Total Environment* 414 (2012), 1/1, S. 140–151. ISBN 0048-9697 (Zitiert auf den Seiten 13, 15 und 16)
- [Jäschke 2013] JÄSCHKE, Martin: *Lärmkartierung und Ruhige Gebiete*. Dresden, 2013 (Zitiert auf den Seiten 100 und 106)
- [Kallweit u. Wintermeyer 2013] KALLWEIT, Dagmar ; WINTERMEYER, Dirk: Berechnung der gesundheitlichen Belastung der Bevölkerung in Deutschland durch Feinstaub (PM10). (2013), Nr. 3 , S. 18-24. http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/360/publikationen/berechnung_belastung_feinstaub_dtl_s_18-24.pdf, In: *UMID: Umwelt und Mensch - Informationsdienst: Themenheft Umweltgerechtigkeit*. Abruf: 18.06.2014 (13:58). ISBN 1862-4111 (Zitiert auf den Seiten 63 und 68)
- [Kamp u. Babisch 2009] KAMP, Irene ; BABISCH, Wolfgang: Exposure-response relationship of the association between aircraft noise and the risk of hypertension. In: *Noise and Health* 11 (2009), 7/1, Nr. 44, S. 161–168 (Zitiert auf den Seiten 57 und 58)
- [Köckler u. Hornberg 2012] *Kapitel 5*. In: KÖCKLER, Heike ; HORNBERG, Claudia: *Vulnerabilität als Erklärungsmodell einer sozial differenzierten Debatte um Risiken und Chancen im Kontext von Umweltgerechtigkeit*. 1. Auflage. Bern : Huber, 2012 (Umweltgerechtigkeit / Chancengleichheit bei Umwelt und Gesundheit: Konzepte, Datenlage und Handlungsperspektiven). – ISBN 978-3-456-85049-8, S. 73–86 (Zitiert auf Seite 9)
- [Köckler u. a. 2008] KÖCKLER, Heike ; KATZSCHNER, Lutz ; KUPSKI, Sebastian ; KATZSCHNER, Antje ; PELZ, Anika: *Umweltbezogene Gerechtigkeit und Immissionsbelastungen am Beispiel der Stadt Kassel*. Kassel : Universität Kassel, 2008 <http://www.uni-kassel.de/upress/online/OpenAccess/978-3-89958-379-3.OpenAccess.pdf>, Abruf: 10.02.2013, 10:53. – ISBN 9783899583793 (Zitiert auf den Seiten 14, 15 und 16)
- [Keller u. de Hahn 2004] KELLER, Mario ; HAHN, Peter de: *Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrskehrs 2.1 - Dokumentation*. Bern, Heidelberg, Graz, Essen, 2004 http://www.hbefa.net/d/documents/HBEFA21_Dokumentation.pdf, Abruf: 16.07.2014 (16:40) (Zitiert auf Seite 60)

- [Keller u. de Hahn 2014] KELLER, Mario ; HAHN, Peter de: *Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrskehrs 3.2 - Quick Reference*. Bern, Heidelberg, Graz, Essen, 2014 http://www.hbefa.net/d/help/HBEFA32_help_dt.pdf, Abruf: 16.07.2014 (16:45) (Zitiert auf den Seiten 60 und 61)
- [van Kempen u. Babisch 2012] KEMPEN, Elise van ; BABISCH, Wolfgang: The quantitative relationship between road traffic noise and hypertension: a meta-analysis. In: *Journal of Hypertension* 30(6) (2012), S. 1075–1086 (Zitiert auf den Seiten 57, 58 und 64)
- [Khan 2005] KHAN, M. G.: *Encyclopedia of Heart Diseases*. Elsevier Science, 2005. – ISBN 9780124060616 (Zitiert auf Seite 27)
- [Köhler 2010] KÖHLER, Horst: *Grußwort von Bundespräsident Horst Köhler zur ADAC-Preisverleihung „Gelber Engel“ 2010 am 14. Januar 2010 in München: „Anders ans Ziel kommen“*. 2010 http://www.bundesregierung.de/Content/DE/Bulletin/2010/01/Anlagen/03-2-bpr.pdf;jsessionid=C6E898B6C50FC9F593F10A5989CB84BF.s4t1?__blob=publicationFile&v=1, Abruf: 21.12.2014 (13:18) (Zitiert auf den Seiten 1 und 3)
- [Kühling 2012] KÜHLING, Wilfried: *Mehrfachbelastungen durch verschiedenartige Umwelteinwirkungen*. 1. Auflage. Bern : Huber, 2012 (Umweltgerechtigkeit / Chancengleichheit bei Umwelt und Gesundheit: Konzepte, Datenlage und Handlungsperspektiven). – ISBN 978-3-456-85049-8, S. 135–150 (Zitiert auf den Seiten 9 und 11)
- [Kindler u. a. 2009] KINDLER, Annegret ; WEILAND, Ulrike ; METTO ; JULIA ; FRANCK, Ulrich: *Untersuchung zur räumlichen Korrelation von Feinstaub (PM10)- Belastungen und Sozialstatus / Dynamik-Index in den Berliner Verkehrszellen*. Leipzig : Helmholtz Zentrum für Umweltforschung - UFZ, 2009 (Heft 03/2009). http://www.uni-leipzig.de/geographie/stadtoekol/files/2011/06/KindlerWeiland-et-al-2009-Feinstaub-ufz_bericht.pdf, Abruf: 10.01.2014 (19:50). – ISBN 0948-9452 (Zitiert auf Seite 94)
- [Kleinschmidt u. a. 2011] KLEINSCHMIDT, Birgit ; GEISSLER, Gesa ; LEUTLOFF, Hendrikje: Sozialräumliche Verteilung der Freiflächenversorgung in Berlin. 2/2011 (2011), S. 26-28. <http://www.umweltbundesamt.de/umid/archiv/umid0211.pdf>, In: *UMID: Umwelt und Mensch - Informationsdienst: Themenheft Umweltgerechtigkeit*. Abruf: 30.04.2013 (14:32). ISBN 2190-1120 (Zitiert auf Seite 78)
- [Klimeczek 2014] KLIMECZEK, Heinz-Josef: Umweltgerechtigkeit im Land Berlin - Zur methodischen Entwicklung des zweistufigen Berliner Umweltgerechtigkeitsmonitorings. (2014), Nr. 2 , S. 16-22. http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/umid_02_2014_internet_endv_aktu.pdf, In: *UMID:*

Umwelt und Mensch - Informationsdienst: Schwerpunkt: Umwelt und Gesundheit in Stadtentwicklung und -planung. Abruf: 21.12.2014 (19:58). ISBN 2190-1147 (Zitiert auf den Seiten 78 und 164)

[de Kluizenaar u. a. 2001] KLUIZENAAR, Yvonne de ; PASSCHIER-VERMEER, W. ; MIEDEMA, Henk M. E.: *Adverse effects of noise exposure on health - a state of the art summary*. Leiden : TNO Prevention and Health, 2001 (TNO report 2001.171) (Zitiert auf Seite 40)

[Kohlhuber u. a. 2006] KOHLHUBER, Martina ; MIELCK, Andreas ; WEILAND, Stephan K. ; BOLTE, Gabriele: Social Inequality in perceived environmental exposures in relation to housing conditions in Germany. 101 (2006), Nr. 2 , S. 246-255. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0013935105001453>, In: *Environmental Research*. Abruf: 10.02.2013, 18:41 (Zitiert auf den Seiten 13, 15 und 16)

[Kohlhuber u. a. 2012] *Kapitel 6*. In: KOHLHUBER, Martina ; SCHENK, Tilman ; WEILAND, Ulrike: *Verkehrsbezogene Luftschadstoffe und Lärm*. 1. Auflage. Bern : Huber, 2012 (Umweltgerechtigkeit / Chancengleichheit bei Umwelt und Gesundheit: Konzepte, Datenlage und Handlungsperspektiven). – ISBN 978-3-456-85049-8, S. 87-98 (Zitiert auf den Seiten 3, 9 und 11)

[Kreienbrock u. Schach 2005] KREIENBROCK, Lothar ; SCHACH, Siegfried: *Epidemiologische Methoden*. Heidelberg : Spektrum Akademischer Verlag, 2005. – ISBN 3827415284 (Zitiert auf den Seiten 42, 43 und 44)

[Krell 1990] KRELL, Karl: *Handbuch für Lärmschutz an Strassen und Schienenwegen*. 2. Auflage. Darmstadt : Elsner, 1990. – ISBN 3-87199-100-7 (Zitiert auf Seite 24)

[Kruize u. Bouwman 2004] KRUIZE, H. ; BOUWMAN, AA.: *Environmental (in)equity in the Netherlands: A Case Study on the Distribution of Environmental Quality in the Rijnmond region*. Bilthoven : National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), 2004 <http://www.pbl.nl/sites/default/files/cms/publicaties/550012003.pdf>, Abruf: 16.09.2014 (8:50) (Zitiert auf den Seiten 14 und 16)

[Kunz 2012] KUNZ, Tina: *Empirische Analysen von Lärm- und Luftschadstoffbelastungen unter Umweltgerechtigkeitsperspektive: eine Literaturanalyse*. Dresden : TU Dresden, Lehrstuhl für Verkehrsökologie, 2012 unveröffentlichte Diplomarbeit (Zitiert auf den Seiten 12 und 16)

[Lakes u. Brückner 2011] LAKES, Tobia ; BRÜCKNER, Maria: Sozialräumliche Verteilung der Verkehrslärmbelastung in Berlin. 2/2011 (2011) , S. 26-28. <http://www.>

umweltbundesamt.de/umid/archiv/umid0211.pdf, In: *UMID: Umwelt und Mensch - Informationsdienst: Themenheft Umweltgerechtigkeit*. Abruf: 30.04.2013 (14:27). ISBN 21901120 (Zitiert auf Seite 76)

[Lam u. Chung 2012] LAM, Kin-che ; CHUNG, Yi-tak Teresa: Exposure of urban populations to road traffic noise in Hong Kong. In: *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 17 (2012), Nr. 6, S. 466–472. ISBN 1361–9209 (Zitiert auf den Seiten 13, 15 und 16)

[Land Brandenburg, Ministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz 2011] LAND BRANDENBURG, MINISTERIUM FÜR UMWELT, GESUNDHEIT UND VERBRAUCHERSCHUTZ : *Strategische Lärmkartierung gemäß Richtlinie 2002/49/EG im Land Brandenburg: Verkehrsflughafen Berlin-Schönefeld (2010)*. Potsdam, 2011 http://www.mugv.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.3310.de/lkart1_eddb_bericht_final.pdf, Abruf: 26.07.2014 (10:58) (Zitiert auf Seite 107)

[Leiter u. Pruckner 2006] *Kapitel 5*. In: LEITER, Andrea M. ; PRUCKNER, Gerald J.: *Ökonomie und der Wert des Lebens*. Innsbruck : Innsbruck University Press, 2006 (Von Menschenhandel und Menschenpreisen : Wert und Bewertung von Menschen im Spiegel der Zeit). – ISBN 9783902571229, S. 109–130 (Zitiert auf Seite 45)

[León u. Miguel 2013] LEÓN, Gianmarco ; MIGUEL, Edward: Transportation Choices and the Value of Statistical Life. In: *Barcelona GSE Working Paper Series* (2013). http://research.barcelonagse.eu/tmp/working_papers/716.pdf, Abruf: 23.11.2013 (15:36) (Zitiert auf Seite 39)

[Lerch u. a. 2009] LERCH, Reinhard ; SESSLER, Gerhard ; WOLF, Dietrich: *Technische Akustik / Grundlagen und Anwendungen*. Berlin Heidelberg : Springer, 2009. – ISBN 978–3–540–49833–9 (Zitiert auf den Seiten 25 und 26)

[Litman 2009] *Kapitel 7*. In: LITMAN, Todd: *Evaluating Transportation Benefits*. 2. Edition. Victoria Transport Policy Institute, 2009 (Transportation Cost and Benefit Analysis - Techniques, Estimates and Implications) (Zitiert auf Seite 1)

[Little u. Rubin 1987] LITTLE, Roderick J. A. ; RUBIN, Donald B.: *Statistical analysis with missing data*. New York : John Wiley & Sons, 1987. – ISBN 0–471–80254–9 (Zitiert auf Seite 98)

[Maibach u. a. 2007] MAIBACH, M. ; SCHREYER, C. ; SUTTER, D. ; ESSEN, H. P. ; BOON, B. H. ; SMOKERS, R. ; SCHROTEN, A. ; DOLL, C. ; PAWLOWSKA, B. ; BAK, M.:

- Handbook on estimation of external costs in the transport sector: Internalisation Measures and Policies for All external Cost of Transport (IMPACT)*. Version 1.1. Delft : CE Delft, 2007 http://ec.europa.eu/transport/themes/sustainable/doc/2008_costs_handbook.pdf, Abruf: 26.04.2013 (11:36) (Zitiert auf den Seiten 27, 39, 46, 47, 54, 58, 59, 66 und 67)
- [Maschewsky 2001] MASCHEWSKY, Werner: *Umweltgerechtigkeit, Public Health und soziale Stadt*. Frankfurt (Main) : VAS, 2001. – ISBN 9783888643309 (Zitiert auf den Seiten 8 und 10)
- [Maschewsky 2008] MASCHEWSKY, Werner: Umweltgerechtigkeit als Thema für Public-Health-Ethik. 51 (2008), 02/01, Nr. 2 , S. 200-210. <http://dx.doi.org/10.1007/s00103-008-0447-3>, In: *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*. Abruf: 15.11.2014 (13:07). ISBN 1436-9990 (Zitiert auf Seite 9)
- [Matos u. a. 2013] MATOS, Joan Carles B. ; FLINDELL, Ian ; MASURIER, Paul L. ; POWNALL, Chris: A comparison of hedonic price and stated preference methods to derive monetary values for aircraft noise disturbance and annoyance. In: *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 20 (2013), 5, S. 40-47. ISBN 1361-9209 (Zitiert auf den Seiten 52 und 59)
- [Medcode 2010] MEDCODE: *Diagnosen (ICD-10 GM 2010) I21 : I21.1 Akuter transmuraler Myokardinfarkt der Hinterwand*. 2010 <http://medcode.ch/code/de/de/icd/2010/I21.1#comment>, Abruf: 19.09.2013 (19:40) (Zitiert auf Seite 48)
- [Merker u. a. 2011] MERKER, Günter P. ; SCHWARZ, Christian ; STIESCH, Gunnar ; OTTO, Frank: *Grundlagen Verbrennungsmotoren / Funktionsweise, Simulation, Messtechnik*. Wiesbaden : Vieweg + Teubner, 2011. – ISBN 9783834813930 (Zitiert auf den Seiten 30 und 33)
- [Meyerhoff 1998] MEYERHOFF, Jürgen: *Ökonomische Bewertung ökologischer Leistungen / Stand der Diskussion und mögliche Bedeutung für das BMBF-Programm "Ökologische Forschung in der Stromlandschaft Elbe"; Studie im Auftrag der Bundesanstalt für Gewässerkunde*. Berlin : Institut für Ökologische Wirtschaftsforschung, 1998. – ISBN 9783932092350 (Zitiert auf Seite 39)
- [Miedema u. a. 2002] MIEDEMA, H. M. E. ; PASSCHIER-VERMEER, W. ; VOS, Henk: *Elements for a position paper on night-time transportation noise and sleep disturbance*. Delft : Netherlands Organisation for Applied Scientific Research (TNO), 2002 (TNO Inro report 2002-59). <http://www.ocs.polito.it/biblioteca/mobilita/>

SleepDisturbance.pdf, Abruf: 30.04.2013 (14:05). – ISBN 9067439819 (Zitiert auf Seite 27)

- [Miedema u. Oudshoorn 2001] MIEDEMA, Henk M. E. ; OUDSHOORN, Catharina G. M.: Annoyance from Transportation Noise: Relationships with Exposure Metrics DNL and DENL and Their Confidence Intervals. 109 (2001), Nr. 4 , S. 409-416. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1240282/pdf/ehp0109-000409.pdf>, In: *Environmental Health Perspectives*. Abruf: 30.04.2013 (13:54) (Zitiert auf den Seiten 28 und 53)
- [Miedema u. Vos 1998] MIEDEMA, HME ; VOS, H.: Exposure-response relationships for transportation noise. 104 (1998), DEC, Nr. 6 , S. 3432-3445. <http://dx.doi.org/10.1121/1.423927>, In: *Journal of the Acoustical Society of America*. Abruf: 22.04.2013, 10:36. ISBN 0001-4966 (Zitiert auf Seite 28)
- [Miljøstyrelsen 2007] MILJØSTYRELSEN: *Støj fra veje*. 2007 <http://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2007/978-87-7052-542-8/pdf/978-87-7052-542-8.pdf>, Abruf: 30.04.2013 (12:14) (Zitiert auf Seite 52)
- [Mitchell u. Dorling 2003] MITCHELL, G. ; DORLING, D.: An environmental justice analysis of British air quality. 35 (2003), Nr. 5 , S. 909-929. http://www.sasi.group.shef.ac.uk/publications/2003/mitchell_and_dorling_air_quality.pdf, In: *Environment and Planning A*. Abruf: 10.02.2013, 18:52 (Zitiert auf den Seiten 14, 15 und 16)
- [Müller-Wenk u. Hofstetter 2003] MÜLLER-WENK, Ruedi ; HOFSTETTER, Patrick: *Monetarisierung verkehrslärmbedingter Gesundheitsschäden*. Bern : Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, 2003 (Umwelt-Materialien Nr. 166). http://www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/00254/index.html?lang=de&download=NHZLpZig7t,lnp6IONTU042l2Z6ln1acy4Zn4Z2qZpn02Yuq2Z6gpJCGdnx_g2ym162dpYbUzd,Gpd6emK20z9aGodetmqaN19XI2IdvoaCVZ,s-.pdf, Abruf: 30.04.2013 (14:11) (Zitiert auf Seite 41)
- [Morris u. Hammitt 2001] MORRIS, J. ; HAMMITT, J.: Using life expectancy to communicate benefits of health care programs in contingent valuation studies. In: *Medical Decision Making* (2001), S. 468-478 (Zitiert auf Seite 46)
- [Nauenburg 2010] NAUENBURG, Ricarda: Bevölkerung mit Migrationshintergrund in Berlin - Zahlen und Fakten aus dem Mikrozensus 2008. (2010), Nr. 1 , S. 24-30. https://www.statistik-berlin-brandenburg.de/Publikationen/Aufsaeetze/2010/HZ_201001-01.pdf, In: *Zeitschrift für amtliche Statistik Berlin Brandenburg*. Abruf: 03.04.2014 (16:45) (Zitiert auf Seite 87)

- [Navrud 2002] NAVRUD, Ståle: *The State-Of-The-Art on Economic Valuation of Noise - Final Report to European Commission DG Environment April 14th 2002*. 2002 (Zitiert auf den Seiten 58 und 59)
- [Neu u. a. 2011] *Kapitel II 4*. In: NEU, Marc ; STROHMEIER, Klaus P. ; KERSTING, Volker: *Sozialberichterstattung als Grundlage für eine kommunale Politik gegen Segregation*. Wiesbaden : VS Verlag für Sozialwissenschaften, 2011. – S. , 219-237 (Zitiert auf Seite 87)
- [Neuber u. Geldsetzer 2011] NEUBER, Elmhart ; GELDSETZER, Felix: *Römpp online / der effizientere Zugriff auf das Wissen der Chemie*. Stuttgart : Thieme, 2011 <https://roempp.thieme.de/roempp4.0/do/data/RD-19-02754>, Abruf: 29.11.2013 (15:26) (Zitiert auf Seite 30)
- [NewExt 2004] NEWEXT: *New Elements for the Assessment of External Costs from Energy Technologies - Final Report*. Stuttgart : Institute for Energy Economics and the Rational Use of Energy (IER), 2004 http://www.ier.uni-stuttgart.de/forschung/projektwebsites/newext/newext_final.pdf, Abruf: 30.04.2013 (14:01) (Zitiert auf Seite 46)
- [Nollau u. Hahnewald-Busch 1975] NOLLAU, Volker ; HAHNEWALD-BUSCH, Andreas: *Statistische Analysen - mathematische Methoden der Planung und Auswertung von Versuchen*. 1. Auflage. Leipzig : VEB Fachbuchverlag, 1975 (Zitiert auf Seite 96)
- [Ochert u. Masood] OCHERT, Ayala ; MASOOD, Ehsan: UN climate change report turns up the heat. In: *Nature* 378 (Zitiert auf Seite 39)
- [Organisation for Economic Cooperation and Development 2006] ORGANISATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT: *Economic Valuation of Environmental Health Risks to Children*. Paris, 2006 <http://dx.doi.org/10.1787/9789264013988-en>, Abruf: 30.04.2013 (14:30). – ISBN 92-64-01397-0 (Zitiert auf Seite 78)
- [Organisation for Economic Cooperation and Development 2012] ORGANISATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT: *Mortality Risk Valuation in Environment, Health and Transport Policies*. OECD Publishing, 2012 <http://dx.doi.org/10.1787/9789264130807-en>, Abruf: 16.09.2013 (17:39). – ISBN 978-92-64-13080-7 (Zitiert auf Seite 46)
- [Paffhausen 2013] PAFFHAUSEN, Jürgen: Anmerkungen zu Abweichungen der Bevölkerungszahl des Zensus 2011 von den bisher ermittelten Einwohnerzahlen für das Land

- Berlin. (2013), Nr. 3 , S. 30-33. https://www.statistik-berlin-brandenburg.de/Publikationen/Aufsaetze/2013/HZ_201303-02.pdf, In: *Zeitschrift für amtliche Statistik Berlin Brandenburg*. Abruf: 06.02.2014 (10:55). ISBN 1864-5356 (Zitiert auf Seite 85)
- [Pearce u. a. 2006] PEARCE, J. ; KINGHAM, S. ; ZAWAR-REZA, P.: Every breath you take? Environmental justice and air pollution in Christchurch, New Zealand. In: *Environment and Planning A* 38 (2006), Nr. 5, S. 919–938. ISBN – (Zitiert auf den Seiten 13, 15 und 16)
- [Pesch u. a. 2008] PESCH, Markus ; FRENZEL, Wolfgang ; KANITZ, Thomas: *Ursachenanalyse von PM_{2,5} Feinstaub-Immissionen in Berlin - Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben*. Berlin : Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz, 2008 http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/luftqualitaet/de/luftreinhalteplan/download/ursachenanalyse_pm25.pdf, Abruf: 28.11.2013 (13:20) (Zitiert auf Seite 33)
- [Pigou 1932] PIGOU, Arthur C.: *The economics of welfare*. 4th edition. London : MacMillan and Co, 1932 <http://www.econlib.org/library/NPDBooks/Pigou/pgEW20.html#Part%20II,%20Chapter%209;Part;>, Abruf: 29.06.2014 (13:19) (Zitiert auf Seite 23)
- [Piketty 2014] PIKETTY, Thomas: *Capital in the twenty-first century*. Cambridge, Mass : Belknap Press of Harvard Univ. Press, 2014. – ISBN 9780674430006 (Zitiert auf Seite 2)
- [Probst 2006] PROBST, Wolfgang: Zur Bewertung von Umgebungslärm. In: *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* (2006), Nr. 4, S. 105–114 (Zitiert auf Seite 75)
- [Prüss-Üstün u. a. 2003] PRÜSS-ÜSTÜN, Annette ; MATHERS, Colin ; CARVOLAN, Carlos ; WOODWARD, Alistair: *Assessing the environmental burden of disease at national and local levels - Introduction and methods*. Bd. 1. Geneva : World Health Organization, 2003 http://www.who.int/entity/quantifying_ehimpacts/publications/en/9241546204.pdf, Abruf: 30.04.2013 (13:31). – ISBN 92 4 154620 4 (Zitiert auf Seite 44)
- [Püschel u. Evangelinos 2012] PÜSCHEL, Ronny ; EVANGELINOS, Christos: Evaluating noise annoyance cost recovery at Düsseldorf International Airport. 17 (2012), 12, Nr. 8 , S. 598-604. <http://dx.doi.org/10.1016/j.trd.2012.07.002>, In: *Transportation Research Part D: Transport and Environment*. Abruf: 03.05.2013 (09:50). ISBN 1361–9209 (Zitiert auf Seite 65)
- [Quaß u. a. 2008] QUASS, Ulrich ; JOHN, Astrid C. ; BEYER, Matthias ; LINDERMANN, Jörg ; KUHNBUSCH, Thomas ; HIRNER, Alfred ; SULKOWSKI, Martin ; SULKOWSKI,

Margaretha ; HIPPLER, Jörg: *Ermittlung des Beitrages von Reifen-, Kupplungs-, Brems- und Fahrbahnabrieb an den PM 10 - Emissionen von Straßen*. Bremerhaven : Wirtschaftsverlag für Neue Wissenschaften, 2008 (Berichte der Bundesanstalt für Straßen: V, Verkehrstechnik ; 165). – ISBN 9783865097866 (Zitiert auf Seite 32)

[Raaschou-Nielsen u. a. 2013] RAASCHOU-NIELSEN, Ole ; ANDERSEN, Zorana J. ; BEELEN, Rob ; SAMOLI, Evangelia ; STAFOGGIA, Massimo ; WEINMAYR, Gudrun ; HOFFMANN, Barbara ; FISCHER, Paul ; NIEUWENHUIJSEN, Mark J. ; BRUNEKREEF, Bert ; XUN, Wei W. ; KATSOUYANNI, Klea ; DIMAKOPOULOU, Konstantina ; SOMMAR, Johan ; FORSBERG, Bertil ; MODIG, Lars ; OUDIN, Anna ; OFTEDAL, Bente ; SCHWARZE, Per E. ; NAFSTAD, Per ; FAIRE, Ulf D. ; PEDERSEN, Nancy L. ; ÖSTENSON, Claes-Göran ; FRATIGLIONI, Laura ; PENELL, Johanna ; KOREK, Michal ; PERSHAGEN, Göran ; ERIKSEN, Kirsten T. ; SØRENSEN, Mette ; TJØNNELAND, Anne ; ELLERMANN, Thomas ; EEFTENS, Marloes ; PEETERS, Petra H. ; MELIEFSTE, Kees ; WANG, Meng ; MESQUITA, Bas B. ; KEY, Timothy J. ; HOOGH, Kees de ; CONCIN, Hans ; NAGEL, Gabriele ; VILIER, Alice ; GRIONI, Sara ; KROGH, Vittorio ; TSAI, Ming-Yi ; RICCERI, Fulvio ; SACERDOTE, Carlotta ; GALASSI, Claudia ; MIGLIORE, Enrica ; RANZI, Andrea ; CESARONI, Giulia ; BADALONI, Chiara ; FORASTIERE, Francesco ; TAMAYO, Ibon ; AMIANO, Pilar ; DORRONSORO, Miren ; TRICHOPOULOU, Antonia ; BAMIA, Christina ; VINEIS, Paolo ; HOEK, Gerard: Air pollution and lung cancer incidence in 17 European cohorts: prospective analyses from the European Study of Cohorts for Air Pollution Effects (ESCAPE). 14 (2013), 8, Nr. 9 , S. 813-822. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470204513702791>, In: *The Lancet Oncology*. Abruf: 07.01.2014 (14:10). ISBN 1470-2045 (Zitiert auf den Seiten 63 und 68)

[Rauterberg-Wulff u. Lutz 2011] RAUTERBERG-WULFF, Annette ; LUTZ, Martin: *Ein Jahr Umweltzone Stufe 2 in Berlin: Untersuchungen zur Wirkung auf den Schadstoffausstoß des Straßenverkehrs und die Luftqualität in Berlin*. Berlin : Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz, 2011 http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/luftqualitaet/umweltzone/download/umweltzone_1jahr_stufe2_bericht.pdf, Abruf: 07.07.2014 (18:30) (Zitiert auf Seite 119)

[Ricardo-AEA 2014] RICARDO-AEA: *Update of the Handbook on External Costs of Transport: Final Report*. 2014 <http://ec.europa.eu/transport/themes/sustainable/studies/doc/2014-handbook-external-costs-transport.pdf>, Abruf: 28.06.2014 (12:25) (Zitiert auf den Seiten 38, 59 und 64)

- [Rothe 2013] *Kapitel 9.1.5.* In: ROTHE, Patrick: *Regionale Standards - Ausgabe 2013.* Bd. 12: *Das Angebot der Forschungsdatenzentren der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder.* Köln, 2013. – S. , 279-283 (Zitiert auf Seite 81)
- [Rotko u. a. 2000] ROTKO, Tuulia ; KOISTINEN, Kimmo ; HÄNNINEN, Otto ; JANTUNEN, Matti: Sociodemographic descriptors of personal exposure to fine particles (PM2.5) in EXPOLIS Helsinki. 10 (2000), 07/31, Nr. 4 , S. 385-393. In: *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*. <http://dx.doi.org/10.1038/sj.jea.7500104>. ISBN 1053–4245 (Zitiert auf den Seiten 14 und 16)
- [Sachs 1999] SACHS, Lothar: *Angewandte Statistik / Anwendung statistischer Methoden.* Berlin, Heidelberg : Springer, 1999. – ISBN 3–540–65371–6 (Zitiert auf den Seiten 95, 96 und 97)
- [Sachverständigenrat für Umweltfragen 2004] SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN: *Umwelt und Straßenverkehr: Hohe Mobilität - Umweltverträglicher Verkehr: Sondergutachten.* Berlin : Sachverständigenrat für Umweltfragen, 2004 http://www.umweltrat.de/cae/servlet/contentblob/530144/publicationFile/34336/2005_SG_Umwelt_und_Strassenverkehr.pdf, Abruf: 26.04.2013 (10:58) (Zitiert auf Seite 27)
- [Sachverständigenrat für Umweltfragen 2012] SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN: *Umweltgutachten 2012 - Verantwortung in einer begrenzten Welt.* Berlin : Erich Schmidt Verlag, 2012 http://www.umweltrat.de/SharedDocs/Downloads/DE/01_Umweltgutachten/2012_06_04_Umweltgutachten_HD.pdf?__blob=publicationFile, Abruf: 24.01.2015 (14:34). – ISBN 978–3–503–13898–2 (Zitiert auf Seite 11)
- [Schade 2014] SCHADE, Manuela: *Umwelt, soziale Lage und Gesundheit bei Kindern in Frankfurt am Main.* Universität Bielefeld, 2014 <http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:hbz:361-26857015>, Abruf: 24.01.2015 (14:08) (Zitiert auf Seite 11)
- [Schendera 2007] SCHENDERA, Christian F. G.: *Datenqualität mit SPSS.* München, Wien : Oldenbourg, 2007. – ISBN 9783486582147 (Zitiert auf den Seiten 99 und 103)
- [Schöffski u. Greiner 2007] *Kapitel 6.* In: SCHÖFFSKI, Oliver ; GREINER, Wolfgang: *Das QALY-Konzept als prominentester Vertreter der Kosten-Nutzwert-Analyse.* Berlin Heidelberg : Springer, 2007 (Gesundheitsökonomische Evaluationen). – ISBN 9783540495581, S. 95–137 (Zitiert auf Seite 41)
- [Schmid 2004] SCHMID, Stephan A.: *Externe Kosten des Verkehrs: Grenz- und Gesamtkosten durch Luftschadstoffe und Lärm in Deutschland.* Dissertation. Stuttgart :

- Universität Stuttgart, 2004 http://elib.uni-stuttgart.de/opus/volltexte/2005/2449/pdf/SSCHMID_2005_Externe_Kosten_des_Verkehrs_Dissertation.pdf, Abruf: 10.02.2013, 18:57 (Zitiert auf den Seiten 26, 28, 47, 50 und 66)
- [Schröder-Bäck 2012] *Kapitel 3*. In: SCHRÖDER-BÄCK, Peter: *Ethische Kriterien der Gerechtigkeit für den Zusammenhang von Umwelt und Gesundheit*. 1. Auflage. Bern : Huber, 2012 (Umweltgerechtigkeit / Chancengleichheit bei Umwelt und Gesundheit: Konzepte, Datenlage und Handlungsperspektiven). – ISBN 978–3–456–85049–8, S. 51–60 (Zitiert auf Seite 18)
- [Schreckenbergs u. Guski 2004] SCHRECKENBERG, Dirk ; GUSKI, Rainer: *Lärmbelästigung durch Straßen- und Schienenverkehr in Abhängigkeit von der Tageszeit, Einzelaufgabe 2131 des Forschungsverbundes "Leiser Verkehr" gefördert durch das BMBF, Förderkennzeichen: 19U2062B*. Bochum, 2004 <http://www.verkehrslaermwirkung.de/EA2131.pdf>, Abruf: 07.10.2013 (13:25) (Zitiert auf Seite 52)
- [Schreyer u. a. 2007] SCHREYER, Christoph ; MAIBACH, Markus ; SUTTER, Daniel ; DOLL, Claus ; BICKEL, Peter: *Externe Kosten des Verkehrs in Deutschland - Aufdatierung 2005*. Berlin : Infrac / Allianz pro Schiene, 2007 (Zitiert auf Seite 54)
- [Schreyer u. a. 2004] SCHREYER, Christoph ; SCHNEIDER, Christian ; MAIBACH, Markus ; ROTHENGATTER, Werner ; DOLL, Claus ; SCHMEDDING, David: *External Costs of Transport - Update Study*. Zürich/Karlsruhe : INFRAS, 2004 (Zitiert auf Seite 54)
- [Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz 2008a] SENATSVERWALTUNG FÜR GESUNDHEIT, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ: *07.05 Strategische Lärmkarten (Ausgabe 2008)*. Berlin, 2008 http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/umweltatlas/e_text/k705.pdf, Abruf: 30.04.2013 (12:16) (Zitiert auf den Seiten 76 und 89)
- [Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz 2008b] SENATSVERWALTUNG FÜR GESUNDHEIT, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ: *Lärmminderungsplanung für Berlin - Aktionsplan*. Berlin, 2008 http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/laerm/laermminderungsplanung/download/laermaktionsplan/laermaktionsplan_berlin.pdf, Abruf: 05.06.2014 (16:02) (Zitiert auf Seite 106)
- [Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz 2009] SENATSVERWALTUNG FÜR GESUNDHEIT, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ: *07.02 Straßenverkehrslärm; 07.04 Schienenverkehrslärm (Ausgabe 2005)*. Berlin, 2009 <http://>

www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/umweltatlas/e_text/ka702.pdf, Abruf: 30.04.2013 (12:15) (Zitiert auf Seite 55)

[Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz u. Umweltbundesamt 2011] SENATSVERWALTUNG FÜR GESUNDHEIT, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ ; UMWELTBUNDESAMT: *Handlungsfeld Umweltgerechtigkeit: Umweltbelastungen und -ressourcen auf der Ebene der Lebensweltlich orientierten Räume (LOR) - Grundlagen für die Entwicklung umweltpolitischer Strategien, Maßnahmen und Instrumente zur Verbesserung der Umweltqualität im Land Berlin: Basisbericht 2011 - Entwurf*. 2011 (Zitiert auf den Seiten 9 und 11)

[Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt 2011] SENATSVERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELT: *03.11 Straßenverkehr - Emissionen und Immissionen (Ausgabe 2011)*. Berlin, 2011 http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/umweltatlas/e_text/kb311.pdf, Abruf: 30.04.2013 (14:24) (Zitiert auf den Seiten 61, 75 und 76)

[Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt 2012a] SENATSVERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELT: *07.05 Strategische Lärmkarten (Ausgabe 2012)*. Berlin, 2012 http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/umweltatlas/e_text/ka705.pdf, Abruf: 24.07.2013 (12:16) (Zitiert auf den Seiten 53, 54, 88 und 114)

[Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt 2012b] SENATSVERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELT: *Luftgütemessdaten 2011*. Berlin, 2012 <http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/luftqualitaet/de/messnetz/download/jahresbericht2011.pdf>, Abruf: 30.11.2013 (15:42) (Zitiert auf Seite 31)

[Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt 2013a] SENATSVERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELT: *07.05 Strategische Lärmkarten (Ausgabe 2013)*. Berlin, 2013 http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/umweltatlas/e_text/ka705.pdf, Abruf: 26.07.2014 (12:41) (Zitiert auf den Seiten 52 und 107)

[Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt 2013b] SENATSVERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELT: *Berliner Mietspiegel 2013: Grundlegenden daten für den empirischen Mietspiegel und Aktualisierung des Wohnlagenverzeichnisses zum Berliner Mietspiegel 2013: Methodenbericht*. Hamburg, 2013 <http://www.stadtentwicklung.berlin.de/wohnen/mietspiegel/de/download/>

Mietspiegel_Berlin_2013_Methodenbericht_druck.pdf, Abruf: 18.11.2013 (17:34)
(Zitiert auf den Seiten 65 und 221)

[Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt 2013c] SENATSVERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELT: *Luftgütemessdaten 2012*. Berlin, 2013 <http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/luftqualitaet/de/messnetz/download/jahresbericht2012.pdf>, Abruf: 30.11.2013 (15:42) (Zitiert auf den Seiten 31, 33, 35, 60 und 62)

[Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt 2013d] SENATSVERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELT: *Luftreinhalteplan 2011 bis 2017 für Berlin*. Berlin, 2013 http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/luftqualitaet/de/luftreinhalteplan/download/Luftreinhalteplan_Berlin_2011.pdf, Abruf: 28.11.2013 (14:06) (Zitiert auf den Seiten 29, 30, 31 und 33)

[Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt 2014] SENATSVERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELT: *Lärmaktionsplan 2013-2018 für Berlin - Entwurfsstand öffentliche Auslegung 28. Januar 2014*. Berlin, 2014 http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/laerm/laermminderungsplanung/download/laermaktionsplan/laermaktionsplan2013_2018.pdf, Abruf: 05.06.2014 (16:03) (Zitiert auf den Seiten 106 und 150)

[Shield u. Dockrell 2008] SHIELD, Bridget M. ; DOCKRELL, Julie E.: The effects of environmental and classroom noise on the academic attainments of primary school children. 123 (2008), January 2008, Nr. 1, S. 133-144. <http://dx.doi.org/10.1121/1.2812596>, In: *The Journal of the Acoustical Society of America*. Abruf: 30.04.2013 (14:29) (Zitiert auf Seite 77)

[Sitzmann 2010] SITZMANN, Helmut: *Römp online / der effizientere Zugriff auf das Wissen der Chemie*. Stuttgart : Thieme, 2010 <https://roemp.thieme.de/roemp4.0/do/data/RD-19-04121>, Abruf: 29.11.2013 (15:26) (Zitiert auf den Seiten 29 und 30)

[Statistische Ämter des Bundes und der Länder 2013] STATISTISCHE ÄMTER DES BUNDES UND DER LÄNDER: *Bevölkerung nach Migrationsstatus regional: Ergebnisse des Mikrozensus 2011*. Wiesbaden, 2013 <https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/Bevoelkerung/MigrationIntegration/BevoelkerungMigrationsstatus.html>, Abruf: 30.03.2014 (12:31) (Zitiert auf Seite 122)

[Statistisches Bundesamt 2010a] STATISTISCHES BUNDESAMT: *Gesundheit - Krankheitskosten: Fachserie 12 Reihe 7.2*. Wiesbaden, 2010 <https://www.>

destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/Gesundheit/Krankheitskosten/
Krankheitskosten2120720089004.pdf?__blob=publicationFile, Abruf: 30.04.2013
(11:33) (Zitiert auf den Seiten 47, 48, 49, 50 und 211)

[Statistisches Bundesamt 2010b] STATISTISCHES BUNDESAMT: *Statistik und Wissenschaft: Demographische Standards, Ausgabe 2010*. Bd. 17. 5. überarbeitete und erweiterte Auflage. Wiesbaden, 2010 https://www.destatis.de/DE/Publikationen/StatistikWissenschaft/Band17_DemographischeStandards1030817109004.pdf;jsessionid=892217ED9ABDD98A31942B97DED1DFA2.cae1?__blob=publicationFile, Abruf: 30.03.2014 (10:07). – ISBN 978–3–8246–0904–8 (Zitiert auf Seite 121)

[Statistisches Bundesamt 2012] STATISTISCHES BUNDESAMT: *Fallpauschalenbezogene Krankenhausstatistik (DRG-Statistik) 2011 inkl. Erläuterungen, Fachserie 12 Reihe 6.4*. Wiesbaden, 2012 https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/Gesundheit/Krankenhaeuser/FallpauschalenKrankenhaus2120640117005.xls?__blob=publicationFile, Abruf: 19.09.2013 (9:55) (Zitiert auf Seite 48)

[Statistisches Bundesamt 2013a] STATISTISCHES BUNDESAMT: *Bevölkerung und Erwerbstätigkeit - Vorläufige Ergebnisse der Bevölkerungsfortschreibung auf Grundlage des Zensus 2011*. Wiesbaden, 2013 https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/Bevoelkerung/Bevoelkerungsstand/VorlBevoelkerungsfortschreibung5124103129005.xls;jsessionid=7EF7907434EA5EE71CBC7C3ECD3FEF38.cae4?__blob=publicationFile, Abruf: 24.01.2014 (12:35) (Zitiert auf Seite 211)

[Statistisches Bundesamt 2013b] STATISTISCHES BUNDESAMT: *Statistik der Sterbefälle: Gestorbene: Deutschland, Jahre, Geschlecht, Altersjahre im Jahr 2010*. Wiesbaden, 2013 https://www-genesis.destatis.de/genesis/online/data;jsessionid=C1DF1D17BCFEB71D261EC37E2A8AD1F0.tomcat_GO_1_1?operation=abrufabelleBearbeiten&levelindex=2&levelid=1363165504715&auswahloperation=abrufabelleAuspraegungAuswaehlen&auswahlverzeichnis=ordnungsstruktur&auswahlziel=werteabruf&selectionname=12613-0003&auswahltext=%23Z-01.01.2010&werteabruf=Value+retrieval, Abruf: 18.09.2013 (14:19) (Zitiert auf Seite 219)

[Statistisches Bundesamt 2013c] STATISTISCHES BUNDESAMT: *Sterbetafel Deutschland 2009/11*. Wiesbaden, 2013 <https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/GesellschaftStaat/Bevoelkerung/Sterbefaelle/Tabellen/SterbetafelDeutschland.html>, Abruf: 18.09.2013 (Zitiert auf Seite 219)

- [Statistisches Bundesamt 2013d] STATISTISCHES BUNDESAMT: *Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen - Inlandsproduktsberechnung - Lange Reihen ab 1970*. Wiesbaden, 2013 (Fachserie 18 Reihe 1.5). https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/VolkswirtschaftlicheGesamtrechnungen/Inlandsprodukt/InlandsproduktsberechnungLangeReihenPDF_2180150.pdf?__blob=publicationFile, Abruf: 08.04.2013 (14:50) (Zitiert auf den Seiten 45, 50, 210 und 211)
- [Stock 2011] STOCK, Sabrina: *Vergleich der subjektiven Umweltlärmexpositionserhebung mit den Schallpegeln der Berliner Straßenlärmkarte im Rahmen der epidemiologischen Lärmstudie Berlin*. Berlin : FU Berlin, Medizinische Fakultät Charité, 2011 http://www.diss.fu-berlin.de/diss/receive/FUDISS_thesis_000000025434, Abruf: 06.10.2013 (10:55) (Zitiert auf Seite 89)
- [Truong 2014] TRUONG, Vu T.: *Wie geht es denen, von denen wir nichts wissen? Analyse des Unterschiedes zwischen Lärmkartierung entlang des Hauptstraßennetzes und der Vollkartierung eines Stadtteils*. Diplomarbeit am Lehrstuhl für Verkehrsökologie. Dresden, 2014 (Zitiert auf den Seiten 101 und 102)
- [Umweltbundesamt 2000] UMWELTBUNDESAMT: *Daten zur Belastung der Bevölkerung durch Lärm*. Berlin, 2000 (Zitiert auf Seite 54)
- [Umweltbundesamt 2006] UMWELTBUNDESAMT: *Richtlinie über die Bewertung und Bekämpfung von Umgebungslärm - Auslösekriterien für die Lärmaktionsplanung*. Dessau, 2006 http://www.umweltbundesamt.de/laermprobleme/publikationen/UBA_Kriterien_ULR.pdf, Abruf: 24.01.2013, 18:01 (Zitiert auf den Seiten 112, 118 und 129)
- [Umweltbundesamt 2007] UMWELTBUNDESAMT: *Ökonomische Bewertung von Umweltschäden - Methodenkonvention zur Schätzung externer Umweltkosten*. Dessau, 2007 <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-1/3193.pdf>, Abruf: 26.04.2013 (10:42) (Zitiert auf Seite 46)
- [Umweltbundesamt 2009] UMWELTBUNDESAMT: *Zusammenstellung der Mitteilungen der Bundesländer entsprechend § 47c BImSchG*. Dessau : Umweltbundesamt, 2009 21.08.2010(8:42), Abruf: <http://www.umweltbundesamt.de/laermprobleme/grafiken/17800.htm> (Zitiert auf Seite 54)
- [Umweltbundesamt 2011] UMWELTBUNDESAMT: *UMID: Umwelt und Mensch - Informationsdienst: Themenheft Umweltgerechtigkeit*. Bd. 2/2011. Bundesamt für Strahlenschutz (BfS), Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR), Robert Koch-Institut (RKI),

Umweltbundesamt, 2011 <http://www.umweltbundesamt.de/umid/archiv/umid0211.pdf>, Abruf: 30.04.2013 (14:27). – ISBN 21901120 (Zitiert auf Seite 15)

[Umweltbundesamt 2012a] UMWELTBUNDESAMT: *Best-Practice-Kostensätze für Luftschadstoffe, Verkehr, Strom- und Wärmeerzeugung: Anhang B der "Methodenkonvention 2.0 zur Schätzung von Umweltkosten"*. Dessau-Roßlau, 2012 <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/methodenkonvention-20-zur-schaetzung-von-1>, Abruf: 12.11.2013 (17:29) (Zitiert auf Seite 39)

[Umweltbundesamt 2012b] UMWELTBUNDESAMT: *Methoden der ökonomischen Bewertung: Anhang A der "Methodenkonvention 2.0 zur Schätzung von Umweltkosten"*. Dessau-Roßlau, 2012 <http://www.umweltbundesamt.de/en/publikationen/methodenkonvention-20-zur-schaetzung-von-0>, Abruf: 12.11.2013 (17:29) (Zitiert auf Seite 59)

[Umweltbundesamt 2012c] UMWELTBUNDESAMT: *Methodenkonvention 2.0 zur Schätzung von Umweltkosten - Ökonomische Bewertung von Umweltschäden*. Dessau-Roßlau, 2012 <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/4418.pdf>, Abruf: 24.07.2013 (13:29) (Zitiert auf den Seiten 21, 23, 38 und 64)

[Umweltbundesamt 2013] UMWELTBUNDESAMT: *Luftqualität 2012 - vorläufige Auswertung*. Dessau-Roßlau, 2013 <http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/4421.pdf>, Abruf: 28.1.2013 (10:53) (Zitiert auf Seite 29)

[United Nations 1972] UNITED NATIONS: *Declaration of the United Nations Conference on the Human Environment*. Stockholm, 1972 <http://www.unep.org/Documents.multilingual/Default.asp?DocumentID=97&ArticleID=1503>, Abruf: 21.12.2014 (16:47) (Zitiert auf Seite 2)

[United Nations 2014] UNITED NATIONS: *Open Working Group proposal for Sustainable Development Goals*. 2014 <http://sustainabledevelopment.un.org/sdgsproposal>, Abruf: 21.12.2014 (16:50) (Zitiert auf Seite 2)

[United Nations Development Programme 2013] UNITED NATIONS DEVELOPMENT PROGRAMME: *Human Development Report 2013: The Rise of the South: Human Progress in a Diverse World*. New York, 2013 <http://www.undp.org/content/undp/en/home/librarypage/hdr/human-development-report-2013/>, Abruf: 09.03.2014 (14:04). – ISBN 9789211263404 (Zitiert auf den Seiten 85 und 123)

- [Verein deutscher Ingenieure 2003] VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE: *VDI 3782, Blatt 7: Umweltmeteorologie - Kfz-Emissionsbestimmung - Luftbeimengungen*. Düsseldorf : Beuth Verlag, 2003 (Zitiert auf den Seiten 60 und 61)
- [Verein deutscher Ingenieure 2009] VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE: *VDI 3867, Blatt 1: Messen von Partikeln in der Außenluft Bestimmung der Partikelanzahlkonzentration und Anzahlgrößenverteilung von Aerosolen Grundlagen*. Berlin : Beuth Verlag, 2009 (Zitiert auf Seite 32)
- [Verein deutscher Ingenieure 2013a] VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE: *VDI 3783, Blatt 14: Umweltmeteorologie Qualitätssicherung in der Immissionsberechnung Kraftfahrzeugbedingte Immissionen*. Berlin : Beuth Verlag, 2013 (Zitiert auf Seite 61)
- [Verein deutscher Ingenieure 2013b] VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE: *Wirkung von Verkehrsgeräuschen - Teil 2: Kenngrößen beim Einwirken mehrerer Quellenarten VDI 3722 Blatt 2*. Düsseldorf : Beuth Verlag, 2013 (Zitiert auf den Seiten 28, 53 und 58)
- [Vereinte Nationen 1948] VEREINTE NATIONEN: *Allgemeine Erklärung der Menschenrechte*. Paris, 1948 (Resolution 217 A (III) der Generalversammlung vom 10. Dezember 1948). <http://www.un.org/depts/german/grunddok/ar217a3.html>, Abruf: 06.04.2013 (15:44) (Zitiert auf Seite 40)
- [Verhoef 1994] VERHOEF, Erik: External effects and social costs of road transport. In: *Transportation Research Part A: Policy and Practice* 28 (1994), 7, Nr. 4, S. 273–287. ISBN 0965–8564 (Zitiert auf Seite 1)
- [Walz 2009] *Kapitel 11*. In: WALZ, Rainer: *Ethische Herausforderungen für Umweltökonomien*. Karlsruhe : Universitätsverlag, 2009 (Verantwortung in Technik und Ökonomie). – S. , 185–206 (Zitiert auf Seite 39)
- [van Wee u. a. 2013] WEE, Bert van ; ANNEMA, Jan A. ; BANISTER, David: *The transport system and transport policy / an introduction*. Cheltenham, UK; Northampton, MA, USA : Edward Elgar, 2013. – ISBN 978 0 85793 689 9 (Zitiert auf Seite 1)
- [van Wee u. Geurs 2012] WEE, Bert van ; GEURS, Karst: Discussing Equity and Social Exclusion in Accessibility Evaluations. In: *European Journal of Transport and Infrastructure Research* Volume 11 Issue 4 (2012). http://www.utwente.nl/ctw/vvr/pdf/2011_Geurs_EJTIR_Discussing_equitigy.pdf, Abruf: 01.08.2012 (10:17). ISBN 1567–7141 (Zitiert auf Seite 9)
- [Woekener 2014] WOECKENER, Bernd: *Mikroökonomik / Eine Einführung*. Berlin Heidelberg : Springer Gabler, 2014. – ISBN 978–3–642–36897–4 (Zitiert auf Seite 23)

- [World Health Organisation 1946] WORLD HEALTH ORGANISATION: *Constitution of the World Health Organisation*. New York, 1946 <http://apps.who.int/gb/bd/PDF/bd47/EN/constitution-en.pdf>, Abruf: 24.04.2013 (11:56) (Zitiert auf Seite 40)
- [World Health Organisation 2005] WORLD HEALTH ORGANISATION: *Health effects of transport-related air pollution*. Copenhagen, 2005 http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0006/74715/E86650.pdf, Abruf: 30.04.2013 (14:31). – ISBN 92 890 1373 7 (Zitiert auf Seite 78)
- [World Health Organisation 2006] WORLD HEALTH ORGANISATION: *Air Quality Guidelines - Global Update 2005: Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide*. Copenhagen, 2006 http://www.who.int/phe/health_topics/outdoorair/outdoorair_aqg/en/index.html, Abruf: 21.12.2013 (14:27). – ISBN 92 890 2192 6 (Zitiert auf den Seiten 32, 35, 36, 37 und 63)
- [World Health Organisation 2009] WORLD HEALTH ORGANISATION: *Night noise guidelines for Europe*. Copenhagen, 2009 http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0017/43316/E92845.pdf, Abruf: 16.01.2015 (13:51). – ISBN 978 92 890 4173 7 (Zitiert auf Seite 52)
- [World Health Organisation 2011] WORLD HEALTH ORGANISATION: *Burden of disease from environmental noise: quantification of healthy life years lost in Europe*. Copenhagen, 2011 www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0008/136466/e94888.pdf, Abruf: 01.12.2012 (16:21). – ISBN 978-92-890-0229-5 (Zitiert auf den Seiten 26, 27, 44 und 57)
- [World Health Organisation 2012a] WORLD HEALTH ORGANISATION: *Environmental health inequalities in Europe*. Copenhagen, 2012 http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0010/157969/e96194.pdf, Abruf: 14.09.2014 (15:03). – ISBN 978 92 890 0260 8 (Zitiert auf den Seiten 9 und 11)
- [World Health Organisation 2012b] WORLD HEALTH ORGANISATION: *Health effects of black carbon*. Copenhagen, 2012 http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0004/162535/e96541.pdf, Abruf: 30.12.2013 (10:18). – ISBN 978 92 890 0265 3 (Zitiert auf den Seiten 37, 62 und 63)
- [World Health Organisation 2013a] WORLD HEALTH ORGANISATION: *Health topics: Epidemiology*. Copenhagen, 2013 <http://www.who.int/topics/epidemiology/en/>, Abruf: 30.04.2013 (14:13) (Zitiert auf Seite 41)

- [World Health Organisation 2013b] WORLD HEALTH ORGANISATION: *Review of evidence on health aspects of air pollution - REVIHAAP Project*. Copenhagen, 2013 http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0004/193108/REVIHAAP-Final-technical-report-final-version.pdf, Abruf: 30.12.2013 (10:47) (Zitiert auf den Seiten 35, 37, 62, 63, 68 und 157)
- [World Health Organisation 2014] WORLD HEALTH ORGANISATION: *Burden of disease from Ambient Air Pollution for 2012*. Genf, 2014 http://www.who.int/phe/health_topics/outdoorair/databases/FINAL_HAP_AAP_BoD_24March2014.pdf, Abruf: 15.06.2014 (16:31) (Zitiert auf den Seiten 22 und 68)
- [Xie u. a. 2011] XIE, Hui ; KANG, Jian ; TOMPSETT, Roger: The impacts of environmental noise on the academic achievements of secondary school students in Greater London. 72 (2011), 7, Nr. 8, S. 551-555. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apacoust.2010.10.013>, In: *Applied Acoustics*. Abruf: 24.04.2013, 12:02. ISBN 0003-682X (Zitiert auf Seite 77)
- [Yiannakoulis u. a. 2014] YIANNAKOULIAS, Niko ; BLAND, Widmer ; SCOTT, Darren M.: A geography of moral hazard: Sources and sinks of motor-vehicle commuting externalities. In: *Health & place* 29 (2014), 9, S. 161-170. ISBN 1353-8292 (Zitiert auf Seite 10)
- [Zwiener u. a. 2001] ZWIENER, Isabella ; BLETTNER, Maria ; HOMMEL, Gerhard: Überlebenszeitanalyse: Teil 15 der Serie zur Bewertung wissenschaftlicher Publikationen. 108 (2001), Nr. 10, S. 163-169. <http://www.aerzteblatt.de/int/archive/article/81182/Survival-Analysis-Part-15-of-a-Series-on-Evaluation-of-Scientific-Publications>, In: *Deutsches Ärzteblatt*. Abruf: 10.01.2014 (18:38) (Zitiert auf Seite 43)









Anhang

A.1 Farbtafel der Abbildungen

Zur Vereinfachung des Verständnisses der Dissertation und zum Zwecke der Leserführung sind einzelnen Sachverhalten spezifische, wiederkehrende Farben zugeordnet. Tabelle A.1 stellt die wichtigsten Farbtöne mit ihrer jeweiligen Bedeutung dar.

Werden für einen Sachverhalt unterschiedliche Farbabstufungen der gleichen Grundfarbe verwendet, sind bei Diagrammen und Karten variierende Ausprägungen dargestellt. Beispielsweise wird Gesamtlärm mit Rot dargestellt und eine niedrige bis hohe Gesamtlärmbelastung mit verschiedenen Farbabstufungen von Rosa bis Dunkelrot. Bei Druck in Schwarz-Weiß erscheinen alle relevanten Unterschiede auch in Graustufen.

Tabelle A.1: Darstellungsfarben bei Diagrammen und Karten und ihre jeweilige Bedeutung

Farbe	Bedeutung
	Straßenlärm
	Schienenlärm
	Fluglärm
	Gesamtlärm
	PM _{2,5}
	NO ₂
	Migrationsquote
	SGB-II-Quote

A.2 Krankheitskosten

Tabelle A.2: Direkte Kosten (Euro) durch Krankheiten pro Jahr

Diagnose	WHO-ICD-Schlüssel	Krankheitskosten Deutschland 2012	Krankheitskosten Berlin 2012
Herzinfarkt	I21	1.950.400.000	81.752.692
Sonstige Herzkrankheiten	I20, I22-I25	4.623.720.000	193.807.197
Bluthochdruck	I10-I15	9.602.540.000	402.498.715
Alle Todesursachen	Alle	269.536.800.000	11.297.866.559

Die Daten basieren auf Gesundheitsberichterstattung des Bundes (2010). Bei den angegebenen Kosten erfolgte die Anpassung an die Steigerung der Verbraucherpreise zwischen 2008 und 2012 mit 6 %.¹¹

¹¹Statistisches Bundesamt, 2013d, S. 37

A.3 Kosten verlorener Erwerbstätigkeit

Tabelle A.3: Verlorene Erwerbstätigkeitsjahre in Deutschland im Jahr 2008

Diagnose	WHO-ICD-Schlüssel	Arbeitsunfähigkeit	Invalidität
Herzinfarkt	I21	6.000	2.000
koronare Herzerkrankungen	I20, I22-I25	16.000	20.000
Bluthochdruck	I10-I15	16.000	6.000
Alle Todesursachen	Alle	1.524.000	1.658.000

Tabelle A.4: Kosten (Euro) durch verlorene Erwerbstätigkeit in Deutschland (2012)

Diagnose	WHO-ICD-Schlüssel	Arbeitsunfähigkeit	Invalidität
Herzinfarkt	I21	381.210.000	127.070.000
Sonstige Herzkrankheiten	I20, I22-I25	1.016.560.000	1.270.700.000
Bluthochdruck	I10-I15	1.016.560.000	381.210.000
Alle Todesursachen	Alle	96.827.340.000	105.341.030.000

Tabelle A.5: Kosten (Euro) durch verlorene Erwerbstätigkeit in Berlin (2012)

Diagnose	WHO-ICD-Schlüssel	Arbeitsunfähigkeit	Invalidität
Herzinfarkt	I21	15.978.745	5.326.248
Sonstige Herzkrankheiten	I20, I22-I25	42.609.986	53.262.482
Bluthochdruck	I10-I15	42.609.986	15.978.745
Alle Todesursachen	Alle	4.058.601.151	4.415.459.782

Eigene Berechnungen auf Basis von: Statistisches Bundesamt, 2010a, S. 45; Statistisches Bundesamt, 2013d, S. 21; Statistisches Bundesamt, 2013a, Tabelle 2. BL Vergleich Vorjahr

A.4 Kosten verlorener Lebensjahre

Für die betrachteten Krankheitsdiagnosen erfolgt die Abschätzung Kosten durch den Verlust menschlicher Lebenszeit anhand der festgestellten Todesursache in der Berliner Todesursachenstatistik¹². Mit 12 verlorenen Lebensjahren je Todesfall und dem Wert für VOLY in Höhe von 40.000 Euro werden die Kosten aller vorzeitig Gestorbener in Berlin bestimmt.

Tabelle A.6: Todesfälle und Kosten (Euro) durch verlorene Lebensjahre (2012)¹³

Diagnose	WHO-ICD-Schlüssel	Gestorbene Berlin 2011	Kosten Lebenszeitverlust
Akuter Myokardinfarkt	I21	1.947	934.560.000
Sonstige Ischämische Herzkrankheiten	I20-I25	2.427	1.164.960.000
Hypertonie (Hochdruckkrankheit)	I10-I15	1.181	566.880.000
Alle Todesursachen	Alle	31.380	15.062.400.000

¹²Amt für Statistik Berlin-Brandenburg, 2012, Tab. 6

¹³Eigene Berechnungen

A.5 Populationsattributable Risiken Verkehrslärm

Tabelle A.7: Populationsattributables Risiko von Herzinfarkt durch Straßenlärm

L _{DEN}	Anzahl Belastete Straßenverkehr	Anteil Belastete in Bevölkerung	Relatives Risiko (RR)	Populations- attributables Risiko PAR
< 45 dB	1.653.392	48,94 %	1,000	0,00 %
46 - 50 dB	751.454	22,24 %	1,000	0,00 %
51 - 55 dB	379.372	11,23 %	1,000	0,00 %
56 - 60 dB	201.894	5,98 %	1,000	0,00 %
61 - 65 dB	147.975	4,38 %	1,015	0,07 %
66 - 70 dB	146.990	4,35 %	1,067	0,29 %
71 - 75 dB	90.992	2,69 %	1,161	0,43 %
> 75 dB	6.356	0,19 %	1,302	0,06 %
Summe	3.378.423	100,00 %		0,85 %

Tabelle A.8: Populationsattributables Risiko von Herzinfarkt durch Schienenlärm

L _{DEN}	Anzahl Belastete Schienenverkehr	Anteil Belastete in Bevölkerung	Relatives Risiko (RR)	Populations- attributables Risiko PAR
< 45 dB	2.265.887	67,07 %	1,000	0,00 %
46 - 50 dB	592.824	17,55 %	1,000	0,00 %
51 - 55 dB	279.963	8,29 %	1,000	0,00 %
56 - 60 dB	139.181	4,12 %	1,000	0,00 %
61 - 65 dB	66.168	1,96 %	1,015	0,03 %
66 - 70 dB	28.688	0,85 %	1,067	0,06 %
71 - 75 dB	5.096	0,15 %	1,161	0,02 %
> 75 dB	615	0,02 %	1,302	0,01 %
Summe	3.378.423	100,00 %		0,12%

Tabelle A.9: Populationsattributables Risiko von Herzinfarkt durch Fluglärm

L _{DEN}	Anzahl Belastete Flugverkehr	Anteil Belastete in Bevölkerung	Relatives Risiko (RR)	Populations- attributables Risiko PAR
< 45 dB	3.011.524	89,14 %	1,000	0,00 %
46 - 50 dB	12.462	0,37 %	1,000	0,00 %
51 - 55 dB	107.806	3,19 %	1,000	0,00 %
56 - 60 dB	135.898	4,02 %	1,000	0,00 %
61 - 65 dB	90.271	2,67 %	1,015	0,04 %
66 - 70 dB	18.760	0,56 %	1,067	0,04 %
71 - 75 dB	1.695	0,05 %	1,161	0,01 %
> 75 dB	8	0,00 %	1,302	0,00 %
Summe	3.378.423	100,00 %		0,09 %

Tabelle A.10: Populationsattributables Risiko von Bluthochdruck durch Straßenlärm

L _{DEN}	Anzahl Belastete Straßenverkehr	Anteil Belastete in Bevölkerung	Relatives Risiko (RR)	Populations- attributables Risiko PAR
< 45 dB	1.653.392	48,94 %	1,000	0,00 %
46 - 50 dB	751.454	22,24 %	1,003	0,08 %
51 - 55 dB	379.372	11,23 %	1,037	0,42 %
56 - 60 dB	201.894	5,98 %	1,071	0,42 %
61 - 65 dB	147.975	4,38 %	1,105	0,46 %
66 - 70 dB	146.990	4,35 %	1,139	0,60 %
71 - 75 dB	90.992	2,69 %	1,173	0,46 %
> 75 dB	6.356	0,19 %	1,207	0,04 %
Summe	3.378.423	100,00 %		2,48 %

Tabelle A.11: Populationsattributables Risiko von Bluthochdruck durch Schienenlärm

L _{DEN}	Anzahl Belastete Schienenverkehr	Anteil Belastete in Bevölkerung	Relatives Risiko (RR)	Populations- attributables Risiko PAR
< 45 dB	2.265.887	67,07 %	1,000	0,00 %
46 - 50 dB	592.824	17,55 %	1,003	0,06 %
51 - 55 dB	279.963	8,29 %	1,037	0,31 %
56 - 60 dB	139.181	4,12 %	1,071	0,29 %
61 - 65 dB	66.168	1,96 %	1,105	0,21 %
66 - 70 dB	28.688	0,85 %	1,139	0,12 %
71 - 75 dB	5.096	0,15 %	1,173	0,03 %
> 75 dB	615	0,02 %	1,207	0,00 %
Summe	3.378.423	100,00 %		1,02 %

Tabelle A.12: Populationsattributables Risiko von Bluthochdruck durch Fluglärm

L _{DEN}	Anzahl Belastete Flugverkehr	Anteil Belastete in Bevölkerung	Relatives Risiko (RR)	Populations- attributables Risiko PAR
< 45 dB	3.011.524	89,14 %	1,000	0,00 %
46 - 50 dB	12.462	0,37 %	1,000	0,00 %
51 - 55 dB	107.806	3,19 %	1,007	0,02 %
56 - 60 dB	135.898	4,02 %	1,072	0,29 %
61 - 65 dB	90.271	2,67 %	1,137	0,36 %
66 - 70 dB	18.760	0,56 %	1,202	0,11 %
71 - 75 dB	1.695	0,05 %	1,267	0,01 %
> 75 dB	8	0,00 %	1,332	0,00 %
Summe	3.378.423	100,00 %		0,80 %

A.6 Berechnung der verlorenen Lebensjahre

Für die Berechnung von Kosten anhand des VOLY-Ansatzes müssen die durchschnittlich verlorenen Lebensjahre bekannt sein. Diese bezeichnen die Summe der durch vorzeitigen Tod theoretisch verlorenen Lebensjahre. Der seit etwa 50 Jahren eingesetzte Ansatz dient der Bewertung der vorzeitigen Sterblichkeit. Dabei werden alle nicht gelebten Jahre von Menschen aufsummiert, die vor einer vorgegebenen Altersgrenze verstorben sind. Das statistische Bundesamt betrachtet die Altersgruppe der 1- bis 64-Jährigen.¹⁴ Andere Quellen empfehlen höhere Altersgrenzen bis hin zu den höchsten erreichten Lebenserwartungen in Japan mit 82,5 (Frauen) und 76,4 (Männer) Jahren.¹⁵

Die Summe der verlorenen Lebensjahre ergibt sich aus

$$VLJ_{(1-g)} = \sum_{i=1}^n d_i(g - 0,5) \quad (\text{A.1})$$

mit

g = vorgegebene Altersgrenze (hier 65 Jahre)

d_i = Anzahl der Sterbefälle in der Altersgruppe i .¹⁶

Die durchschnittlich je Todesfall verlorenen Lebensjahre J ergeben sich aus

$$J = \frac{VLJ}{\sum_{i=1}^n d} \quad (\text{A.2})$$

mit

d = Anzahl der Sterbefälle.

¹⁴Arbeitsgemeinschaft der Obersten Landesgesundheitsbehörden, 2003, S. 747

¹⁵Gawrich, 2002, S. 119

¹⁶Arbeitsgemeinschaft der Obersten Landesgesundheitsbehörden, 2003, S. 747

Tabelle A.13: Anzahl der Gestorbenen und verlorene Lebensjahre 2010 in Deutschland¹⁷

Altersjahre i	Gestorbene im Alter i		Verlorene Lebensjahre	
	männlich	weiblich	männlich	weiblich
1	102	95	6.477	6.033
2	68	53	4.250	3.313
3	47	33	2.891	2.030
4	44	40	2.662	2.420
5	41	31	2.440	1.845
6	42	29	2.457	1.697
7	29	23	1.668	1.323
8	31	29	1.752	1.639
9	30	31	1.665	1.721
10	27	23	1.472	1.254
11	28	35	1.498	1.873
12	55	23	2.888	1.208
13	51	34	2.627	1.751
14	60	29	3.030	1.465
15	79	48	3.911	2.376
16	105	55	5.093	2.668
17	132	78	6.270	3.705
18	205	100	9.533	4.650
19	241	95	10.966	4.323
20	232	114	10.324	5.073
21	288	102	12.528	4.437
22	268	99	11.390	4.208
23	258	123	10.707	5.105

Fortsetzung auf der nächsten Seite

Altersjahre i	Gestorbene im Alter i		Verlorene Lebensjahre	
	männlich	weiblich	männlich	weiblich
24	262	98	10.611	3.969
25	262	116	10.349	4.582
26	313	108	12.051	4.158
27	343	139	12.863	5.213
28	318	120	11.607	4.380
29	351	141	12.461	5.006
30	300	134	10.350	4.623
31	318	139	10.653	4.657
32	369	157	11.993	5.103
33	390	170	12.285	5.355
34	393	191	11.987	5.826
35	403	203	11.889	5.989
36	448	223	12.768	6.356
37	470	254	12.925	6.985
38	640	283	16.960	7.500
39	719	385	18.335	9.818
40	783	423	19.184	10.364
41	950	522	22.325	12.267
42	1.109	624	24.953	14.040
43	1.285	656	27.628	14.104
44	1.451	819	29.746	16.790
45	1.661	855	32.390	16.673
46	1.813	961	33.541	17.779
47	2.143	1.133	37.503	19.828
48	2.214	1.218	36.531	20.097

Fortsetzung auf der nächsten Seite

Altersjahre i	Gestorbene im Alter i		Verlorene Lebensjahre	
	männlich	weiblich	männlich	weiblich
49	2.497	1.398	38.704	21.669
50	2.645	1.452	38.353	21.054
51	3.086	1.551	41.661	20.939
52	3.068	1.688	38.350	21.100
53	3.335	1.773	38.353	20.390
54	3.676	1.844	38.598	19.362
55	3.801	2.025	36.110	19.238
56	4.133	2.086	35.131	17.731
57	4.313	2.185	32.348	16.388
58	4.683	2.341	30.440	15.217
59	4.935	2.442	27.143	13.431
60	5.408	2.824	24.336	12.708
61	5.436	2.926	19.026	10.241
62	5.276	2.871	13.190	7.178
63	5.595	2.964	8.393	4.446
64	4.726	2.561	2.363	1.281
Summe	88.784	46.325	1.044.869	539.934

Im Ergebnis liegt der Wert für durchschnittlich je Todesfall verlorenen Lebensjahre J bei 11,73 Jahren, die auf 12 Jahre aufgerundet werden (Tabelle A.13).

Auch bei Verwendung von alternativen Berechnungsverfahren bleibt der Wert bei dieser Größenordnung.

- Bei Heraufsetzen der vorgegebenen Altersgrenze auf 70, 75 und 80 Jahre steigt der Wert auf 12,1, 12,2 und 13,0 verlorenen Lebensjahre an.
- Bei Betrachtung der Berechnungen zu krankheitsspezifischen Berechnungen der verlorenen Lebensjahre variiert der Wert zwischen 9 und 13 Jahren bei Herz-Kreislauf-

¹⁷Quelle: Eigene Berechnungen mit Statistisches Bundesamt (2013b) und Statistisches Bundesamt (2013c)

Erkrankungen und 8 bis 18 Jahren bei Krankheiten der Atmungssysteme.

- Ein alternativer Ansatz nach Gawrich (2002, S. 121) ergibt 12,3 verlorenen Lebensjahre.

A.7 Berechnung der Kosten durch Lärmbelästigung

Als Basis für die Schätzung der Kosten durch Lärmbelästigung wird die Mietminderung verwendet. Die Belästigungskosten BK_i je Dezibelintervall ergeben sich aus:

$$BK_i = KM \cdot WF \cdot M \cdot L_{>55dB} \quad (\text{A.3})$$

mit

KM = Mittelwert der Netto-Kaltniete 2012¹⁸

WF = Durchschnittliche Wohnfläche je Person 2008¹⁹

M = 12 Monate je Jahr

$L_{>55dB}$ = Anzahl Dezibel über Schwellenwert $L_{\text{DEN}} = 55 \text{ dB}$ i = Dezibelintervall

Damit können die Belästigungskosten je Dezibelintervall in Tabelle 3.5 ermittelt werden. Zusammen mit der Anzahl der Belasteten je Dezibelintervall der Strategischen Lärmkarte 2012 ergeben sich folgende Gesamtkosten in Berlin.

Tabelle A.14: Jährliche Gesamtkosten (Euro) der Belästigung durch Lärm (hedonisch) in Berlin (Preisstand: 2013)

L_{DEN}	Straßenverkehr	Schienenverkehr	Flugverkehr	Summe
$\leq 55 \text{ dB}$	0	0	0	0
56 - 60 dB	1.202.839	663.369	9.355.955	11.222.163
61 - 65 dB	9.697.627	3.469.105	18.644.174	31.810.906
66 - 70 dB	18.390.359	2.871.354	6.457.576	27.719.289
71 - 75 dB	16.805.304	752.955	817.020	18.375.278
$> 75 \text{ dB}$	1.524.370	116.588	4.648	1.645.606
Summe	47.620.498	7.873.372	35.279.372	90.773.242

¹⁸Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, 2013b, S. 41

¹⁹Amt für Statistik Berlin-Brandenburg, 2009, S. 27

A.8 Kostensätze für Lärm nach der Methodenkonvention des UBA

Das UBA gibt drei unterschiedlich hohe Kostensätze zur Bewertung von Lärm an.²⁰ Hier wird der Wert aus Zahlungsbereitschaftsanalysen angegeben, der zur Verwendung empfohlen wird.

Tabelle A.15: Faktorkosten pro Jahr und exponierter Person in Euro 2010 nach dB-Klassen in Deutschland

Lärmpegel L_{DEN}	Straßenverkehr	Schienenverkehr	Luftverkehr
45 dB	0	0	0
50 dB	10	0	16
55 dB	51	10	78
60 dB	101	51	157
65 dB	152	101	235
70 dB	203	152	314
75 dB	337	286	477
80 dB	422	372	589
> 81 dB	439	388	612

Anstelle der für Kategorien geltende Werte basiert die Kostenberechnung mit der Strategischen Lärmkarte auf den quadratischen Funktionen:

$$Kosten_{Strasse}(L_{DEN}) = 514,628 - 24,6659 \cdot L_{DEN} + 0,29372 \cdot L_{DEN}^2 \quad (A.4)$$

$$Kosten_{Schiene}(L_{DEN}) = 876,027 - 36,3535 \cdot L_{DEN} - 0,375624 \cdot L_{DEN}^2 \quad (A.5)$$

$$Kosten_{Luft}(L_{DEN}) = 442,872 - 25,2069 \cdot L_{DEN} + 0,33806 \cdot L_{DEN}^2 \quad (A.6)$$

mit

L_{DEN} = Lärmpegel L_{DEN} in Strategischer Lärmkarte mit $L_{DEN} \geq 50$ dB (Straße / Luft) bzw. $L_{DEN} \geq 51$ dB (Schiene)

²⁰Friedrich u. a., 2012, S. 15

A.9 Vergleich der Kostensätze für Lärm

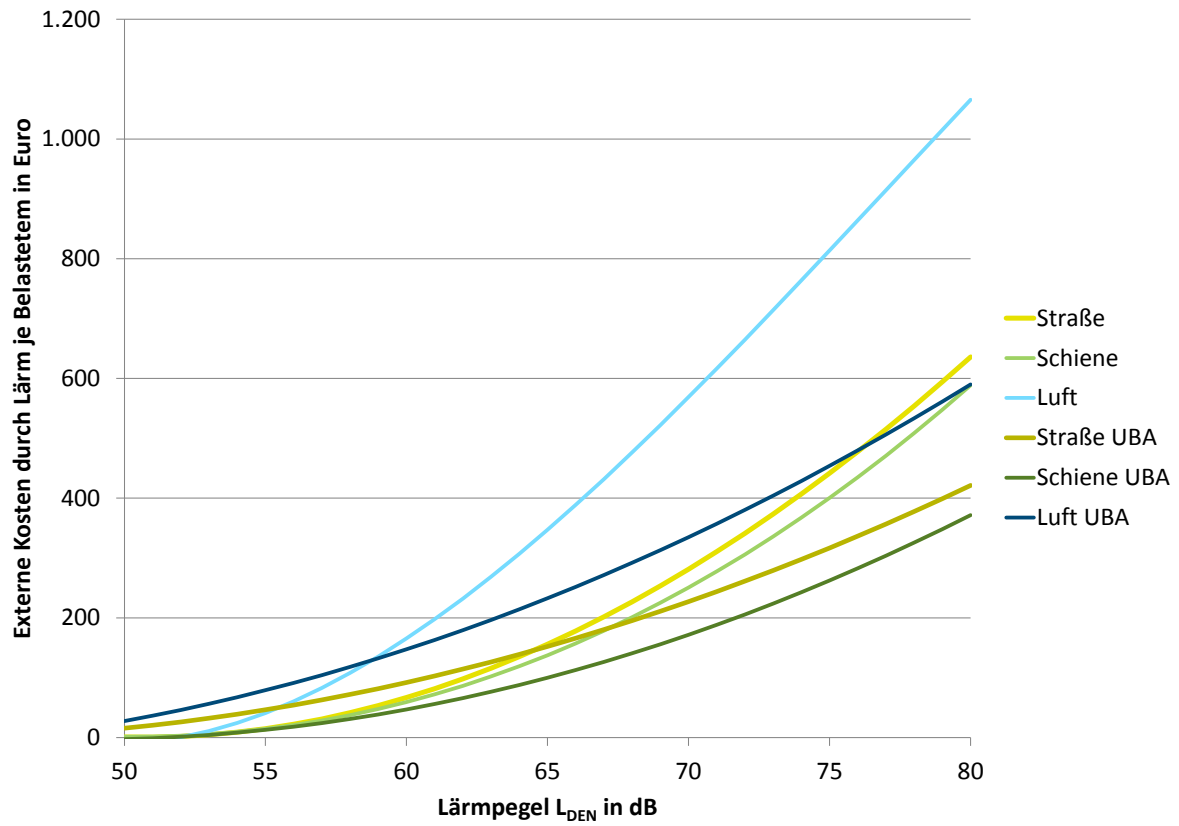


Abbildung A.1: Kostensatzfunktionen nach eigenen Berechnungen und nach UBA-Methodenkonvention

A.10 Lärmverteilung innerhalb von Gebäuden nach der Strategischen Lärmkarte

Tabelle A.16: Straßenlärmpegel innerhalb der Gebäude, unterteilt nach Maximalpegelklasse und gewichtet nach Bewohnern

Maximaler Straßenlärmpegel am Gebäude	Anteil der Lärmbelastung auf Ebene der Immissionspunkte									
	< 45 dB	45 bis unter 50 dB	50 bis unter 55 dB	55 bis unter 60 dB	60 bis unter 65 dB	65 bis unter 70 dB	70 bis unter 75 dB	75 bis unter 80 dB	80 bis unter 85 dB	
< 45 dB	100,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
45 bis unter 50 dB	71,1 %	42,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
50 bis unter 55 dB	39,0 %	33,8 %	32,5 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
55 bis unter 60 dB	32,1 %	17,7 %	26,9 %	27,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
60 bis unter 65 dB	27,9 %	13,4 %	12,4 %	22,7 %	26,8 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
65 bis unter 70 dB	29,2 %	13,2 %	8,5 %	8,6 %	15,7 %	28,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
70 bis unter 75 dB	35,8 %	15,2 %	5,7 %	4,3 %	6,4 %	11,8 %	26,1 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
75 bis unter 80 dB	25,6 %	26,8 %	6,5 %	3,3 %	3,8 %	6,9 %	13,5 %	22,0 %	0,0 %	0,0 %
80 bis unter 85 dB	24,3 %	10,7 %	16,8 %	8,1 %	4,9 %	9,9 %	7,9 %	13,5 %	5,9 %	5,9 %

A.11 Populationsattributable Risiken Luftschadstoffe

Tabelle A.17: Populationsattributables Risiko bei allen Todesursachen durch PM_{2,5}

PM _{2,5} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Anzahl Belastete PM _{2,5}	Anteil Belastete in Bevölkerung	Hazard Ratio (HR)	Populations- attributables Risiko PAR
0 - 15	35.553	1,04 %	1,000	0,00 %
15 - 16	582.319	17,08 %	1,007	0,12 %
16 - 17	1.026.238	30,10 %	1,021	0,63 %
17 - 18	1.221.628	35,83 %	1,035	1,24 %
18 - 19	278.316	8,16 %	1,049	0,40 %
19 - 20	123.537	3,62 %	1,063	0,23 %
20 - 21	72.728	2,13 %	1,077	0,16 %
21 - 22	37.658	1,10 %	1,091	0,10 %
22 - 23	23.344	0,68 %	1,105	0,07 %
23 - 24	6.271	0,18 %	1,119	0,02 %
24 - 25	1.489	0,04 %	1,133	0,01 %
25 - 26	134	0,00 %	1,147	0,00 %
Summe	3.409.215	100,00 %		2,98 %

Tabelle A.18: Populationsattributables Risiko bei allen Todesursachen durch NO₂

NO ₂ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Anzahl Belastete NO ₂	Anteil Belastete in Bevölkerung	Hazard Ratio (HR)	Populations- attributables Risiko PAR
0 - 15	257.247	7,55 %	1,000	0,00 %
15 - 20	1.222.046	35,85 %	1,011	0,37 %
20 - 25	1.349.721	39,59 %	1,026	1,00 %
25 - 30	274.573	8,05 %	1,041	0,33 %
30 - 35	146.438	4,30 %	1,056	0,24 %
35 - 40	78.155	2,29 %	1,071	0,16 %
40 - 45	46.823	1,37 %	1,086	0,12 %
45 - 50	28.858	0,85 %	1,101	0,08 %
50 - 55	5.220	0,15 %	1,116	0,02 %
55 - 60	134	0,00 %	1,131	0,00 %
Summe	3.409.215	100,00 %		2,32 %

A.12 Bewertungsfunktionen Luftschadstoffe

Die Kosten durch Luftschadstoffe werden anhand der linearen Formeln berechnet, die auf den Ergebnissen in Tabelle 3.7 und 3.8 (Spalte „Kosten je Belastetem durch PM_{2,5} / NO₂“) basieren.

$$Kosten(NO_2) = -431,398 + 30,6866 \cdot NO_2 \quad \text{für } NO_2 \geq 15 \mu\text{g}/\text{m}^3 \quad (\text{A.7})$$

$$Kosten(PM_{2,5}) = -2153,8 + 143,373 \cdot PM_{2,5} \quad \text{für } PM_{2,5} \geq 15 \mu\text{g}/\text{m}^3 \quad (\text{A.8})$$

mit

NO₂ = NO₂-Belastung im berechneten Jahresmittel (μg/m³)

PM_{2,5} = PM_{2,5}-Belastung im berechneten Jahresmittel (μg/m³)

A.13 Übersicht über die verwendeten Daten

Tabelle A.19: Verwendete Datengrundlagen

	Sozio-ökonomische Statistik	Lärm	Luftschadstoffe
Bezeichnung	1. Anzahl der melderechtlich registrierten Einwohner mit und ohne Migrationshintergrund 2. Anteil der Einwohner mit Bezug von Leistungen der Grundsicherung für Arbeitsuchende (SGB-II)	Strategische Lärmkarte für den Lärmaktionsplan	Immissionsbelastung durch PM _{2,5} und NO ₂ für den Luftreinhalteplan
Datenquelle	Amt für Statistik Berlin-Brandenburg	SenStadtUm ²¹	SenStadtUm
Erstellungsjahr	2013	2013	2011
Bezugsjahr	2012	2012	2009 (und Trend für 2015 und 2020)
Räumliche Auflösung	Straßenabschnitte	Immissionspunkte an Gebäudefassaden	Straßensegmente bzw. 500-Meter-Raster

²¹Für Kapitel 5.5.2 werden darüber hinaus Fluglärmkarten mit unterschiedlichen Bezugszeiträumen genutzt. Daten zu Brandenburg wurden vom Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz zur Verfügung gestellt.

A.14 Aggregation von Hauptlärmquellen der Strategischen Lärmkarte

Die Strategische Lärmkarte Berlin 2013 basiert auf verschiedenen Verkehrsnetzen, für die teilweise aus methodischen Gründen durch SenStadtUm einzelne Lärmpegel berechnet wurden. Zur einfacheren Weiterverarbeitung wurden folgende Gruppen anhand des Maximalpegels zusammengefasst:

1. Straßenlärm

- Immissionen nur Bundesstraßen und Bundesautobahnen
- Immissionen Hauptverkehrsstraße

2. Schienenlärm

- Immissionen oberirdische U-Bahn und Straßenbahn
- Immissionen S-Bahn und Fernbahn aus dem Jahr 2006

3. Fluglärm

- Immissionen Flughafen Berlin-Tegel (TXL) aus 2011
- Immissionen Flughafen Berlin-Schönefeld (SXF) aus Brandenburger Nachkartierung 2010

Darüber hinaus hat SenStadtUm **Gesamtlärmpegel** berechnet, die nachfolgend als **Gesamtlärm** bezeichnet werden. Diese ergeben sich aus der energetischen Addition der einzelnen verkehrsbedingten Lärmpegel.

A.15 Bewertung der Herkunftsländer mit dem Human Development Index

Der Human Development Report 2013 schließt 186 Länder in die Bewertung ein. Ausgeschlossen sind einige Länder, für die zum Erstellungszeitpunkt keine oder keine geeigneten Daten zur Verfügung standen. Die Gründen können beispielsweise fehlende UN-Mitgliedschaft, umstrittener Status als Staat oder Bürgerkrieg sein. Diese Länder werden bei der Berechnung des HDI-Faktors (Kapitel 4.2.1.4m nicht weiter berücksichtigt).

Bei der Statistik der melderechtlich registrierten Einwohner mit und ohne Migrationshintergrund erfolgt teilweise eine Zuordnung zu ehemaligen Staaten. Diesen Personen werden folgende HDI-Werte zugeordnet:

Tabelle A.20: Human Development Index für ehemalige Länder

Herkunft Einwohnerregister	HDI-Wert	Abgeleitet von HDI 2012
Ehemalige Tschechoslowakei	0,873	Tschechische Republik
Ehemalige Sowjetunion	0,788	Russische Föderation
Ehemalige Bundesrepublik Jugoslawien	0,780	Mittelwert Serbien und Montenegro
Ehemaliges Gesamtjugoslawien	0,780	Mittelwert Serbien und Montenegro
Ehemaliges Serbien und Montenegro	0,780	Mittelwert Serbien und Montenegro
Ehemaliges Serbien einschließlich Kosovo	0,780	Mittelwert Serbien und Montenegro
Ehemalige Demokratische Volksrepublik Jemen	0,458	Jemen
Ehemaliger Sudan	0,414	Sudan
Staatenlos, ungeklärt und ohne Angabe	0,670	Palästinensische Gebiete

Palästinenser werden häufig mit ungeklärter Staatsangehörigkeit geführt. Deshalb erfolgt vereinfachend die Zuordnung aller Staatenloser zu diesem HDI-Wert.

A.16 Abgrenzung der Dezile bei externen Kosten

Tabelle A.21: Lärmbelastungsstufen bei den Kartendarstellungen mit Gesamtsummen auf PLR-Ebene

Lärmbelastung	Dezile	Summe der externen Kosten (Euro) je Jahr (2012)			
		Straßenverkehr	Schienenverkehr	Flugverkehr	Gesamtverkehr
sehr niedrig / niedrig	1. und 2.	0 bis 57.926	0 bis 12	< 1	27 bis 77.288
mittel	3. bis 8.	über 57.926 bis 328.305	über 12 bis 79.181	< 1	über 77.288 bis 446.449
hoch	9.	über 328.305 bis 447.136	über 79.181 bis 126.640	1 bis 17.622	über 446.449 bis 597.173
sehr hoch	10.	über 447.136 bis 1.038.921	über 126.640 bis 471.165	über 17.622 bis 4.327.370	über 597.173 bis 2.903.371

Tabelle A.22: Lärmbelastungsstufen bei den Kartendarstellungen mit Werten je Einwohner auf PLR-Ebene

Lärmbelastung	Dezile	Externe Kosten (Euro) je Einwohner und Jahr (2012)			
		Straßenverkehr	Schienenverkehr	Flugverkehr	Gesamtverkehr
sehr niedrig / niedrig	1. und 2.	0 bis 11,69	< 1	< 1	0 bis 17,17
mittel	3. bis 8.	über 11,69 bis 41,11	1 bis 10,58	< 1	über 17,17 bis 54,72
hoch	9.	über 41,11 bis 49,68	über 10,58 bis 17,29	1 bis 7,04	über 54,72 bis 72,7
sehr hoch	10.	über 49,68 bis 110,11	über 17,29 bis 58,29	über 7,04 bis 403,74	über 72,7 bis 213,42

Bei den externen Lärmkosten des Flugverkehrs (beide) und des Schienenverkehrs (nur je Einwohner) wird teilweise von der Dezilabgrenzung abgewichen. Alle Kosten < 0,10 Euro werden der Kategorie „sehr niedrig / niedrig“ (Schienenverkehr) bzw. „mittel“ (Flugverkehr) zugeordnet. Dadurch verändert sich bei insgesamt 6 Kategorien die Anzahl der PLR je Kategorie.

Tabelle A.23: Belastungsstufen bei der Kartendarstellung von Luftschadstoffen auf PLR-Ebene

Luftschadstoffbelastung	Dezile	Externen Kosten (Euro) je Jahr (2009)	
		Gesamtsumme	je Einwohner
sehr niedrig/niedrig	1. und 2.	über 666 bis 957.135	0 bis 197
mittel	3. bis 8.	über 957.135 bis 6.375.795	über 197 bis 710
hoch	9.	über 6.375.795 bis 8.919.925	über 710 bis 815
sehr hoch	10.	über 8.919.925 bis 22.126.422	über 815 bis 4.353

A.17 Räumliche Darstellung der externen Lärmkosten als Summe

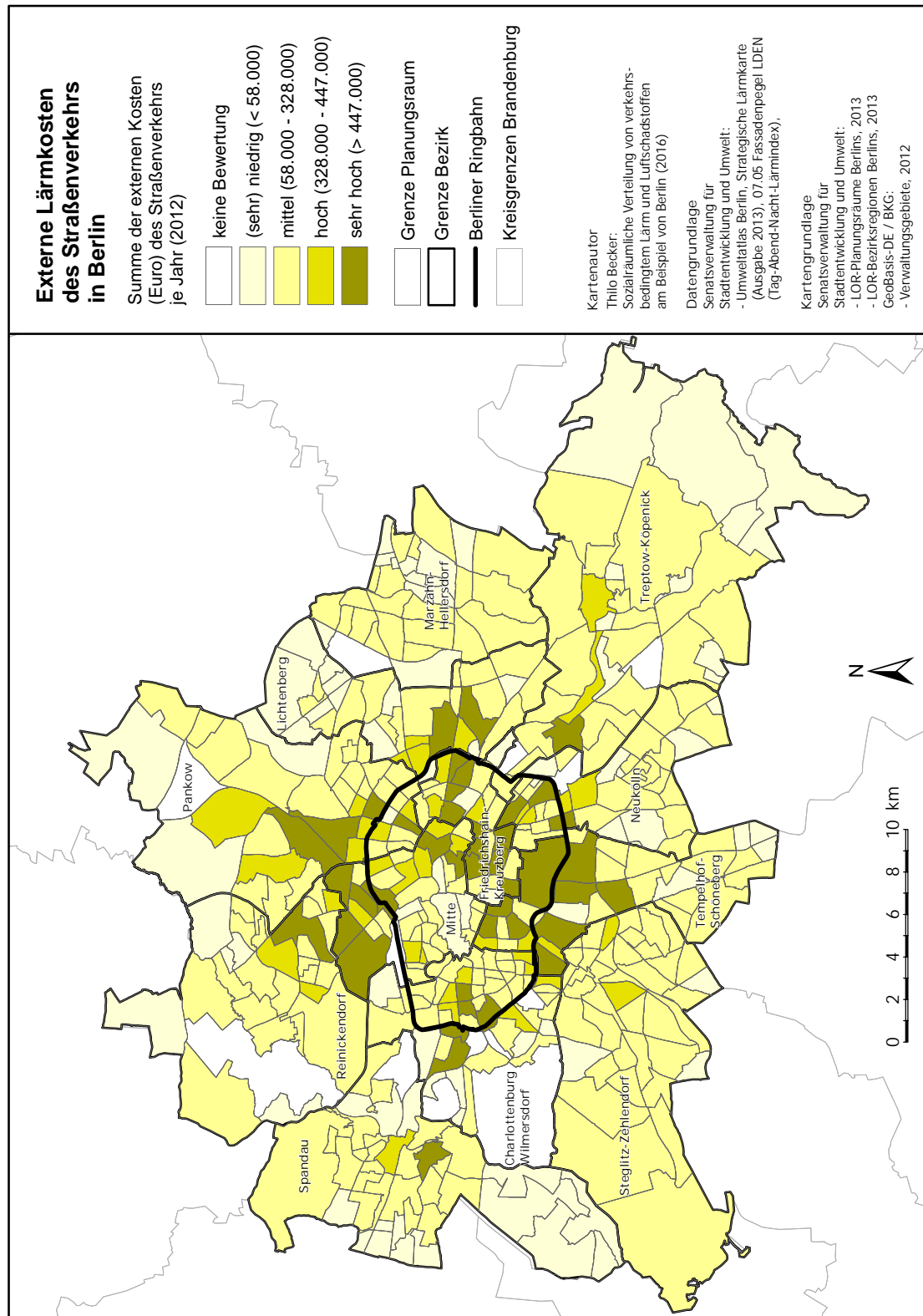


Abbildung A.2: Externe Kosten (Euro) des Straßenlärms je Jahr (2012)

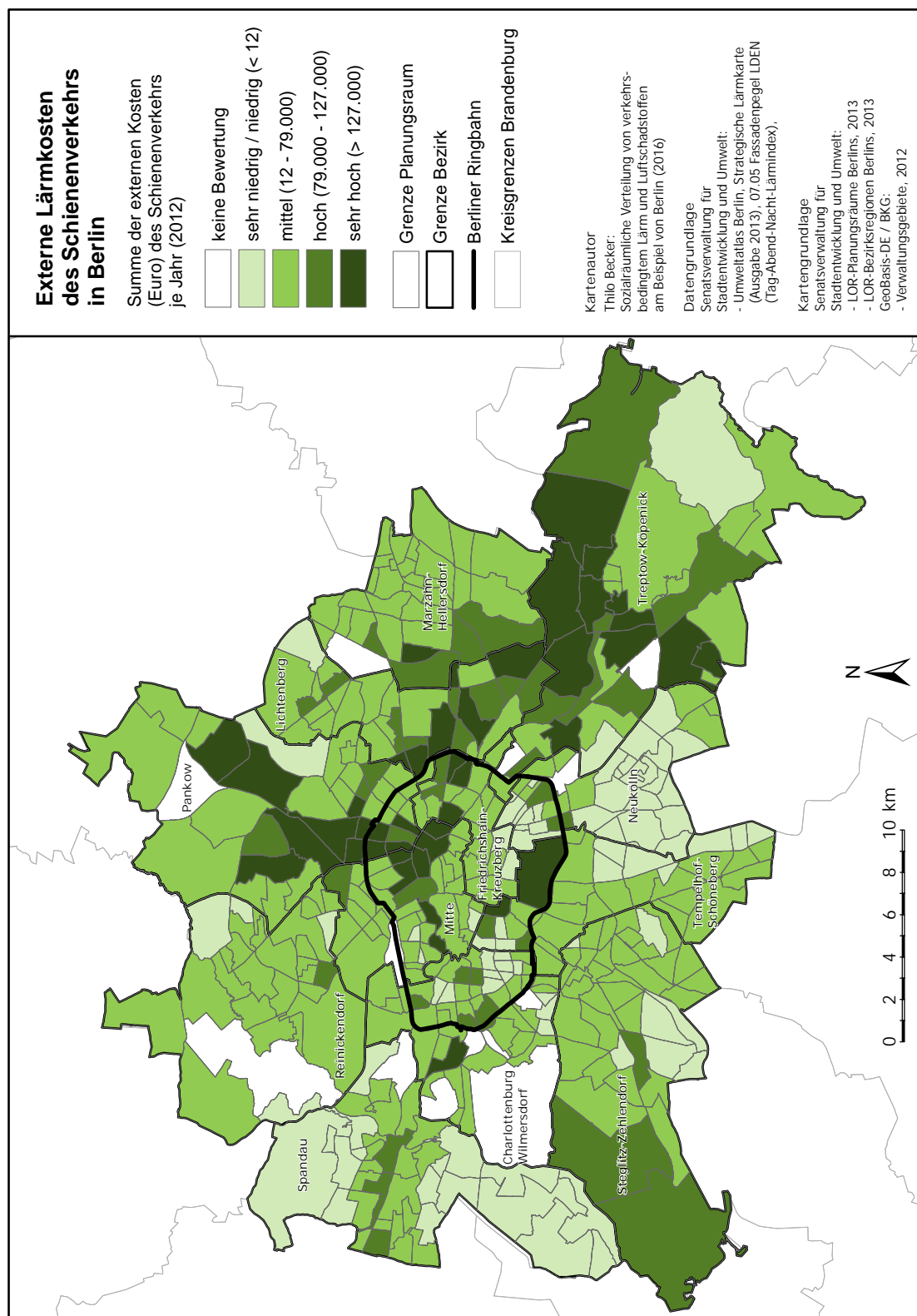


Abbildung A.3: Externe Kosten (Euro) des Schienenlärms je Jahr (2012)

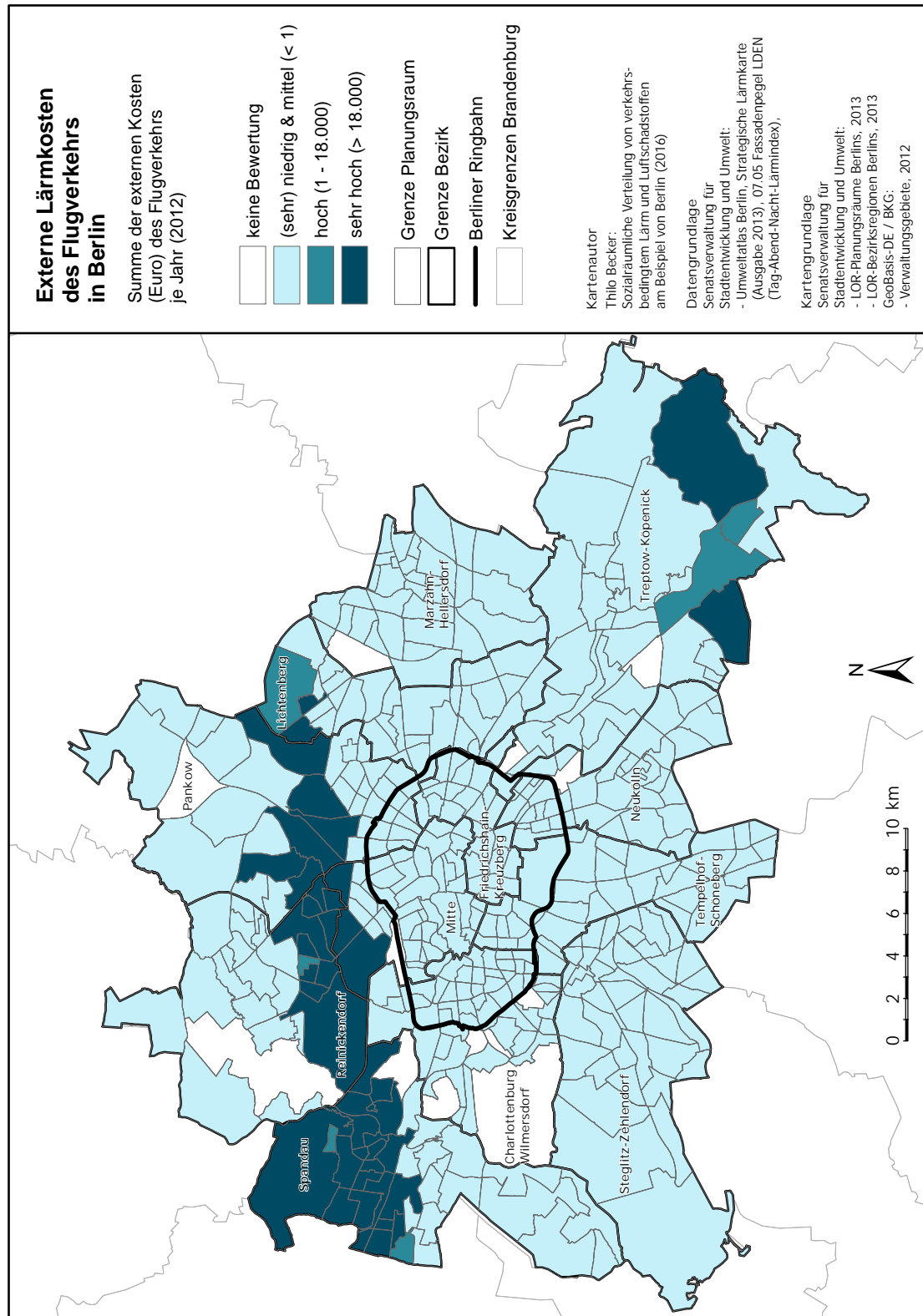


Abbildung A.4: Externe Kosten (Euro) des Fluglärms je Jahr (2012)

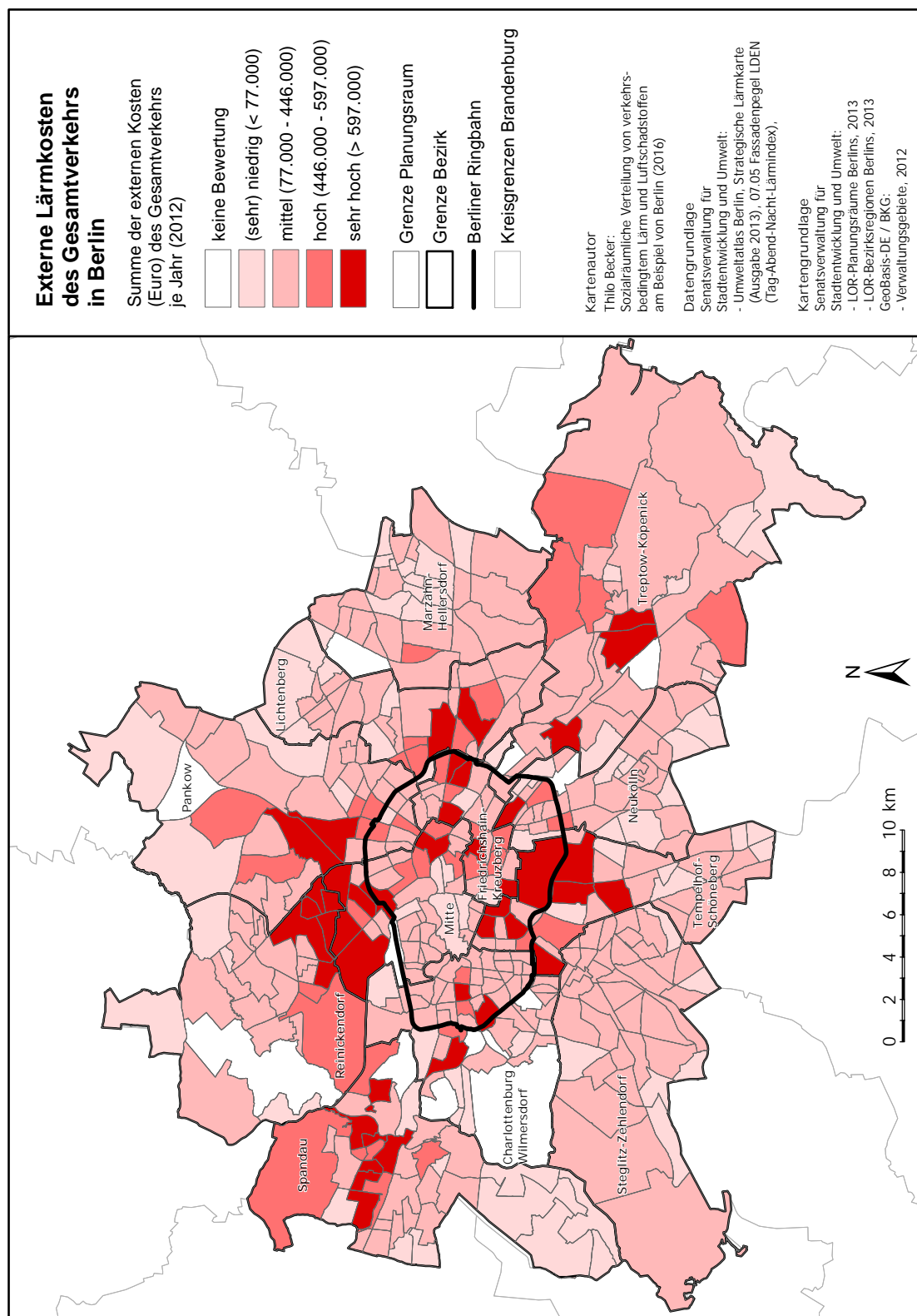


Abbildung A.5: Externe Kosten (Euro) des Gesamtlärms je Jahr (2012)

A.18 Räumliche Darstellung der externen Lärmkosten je Einwohner

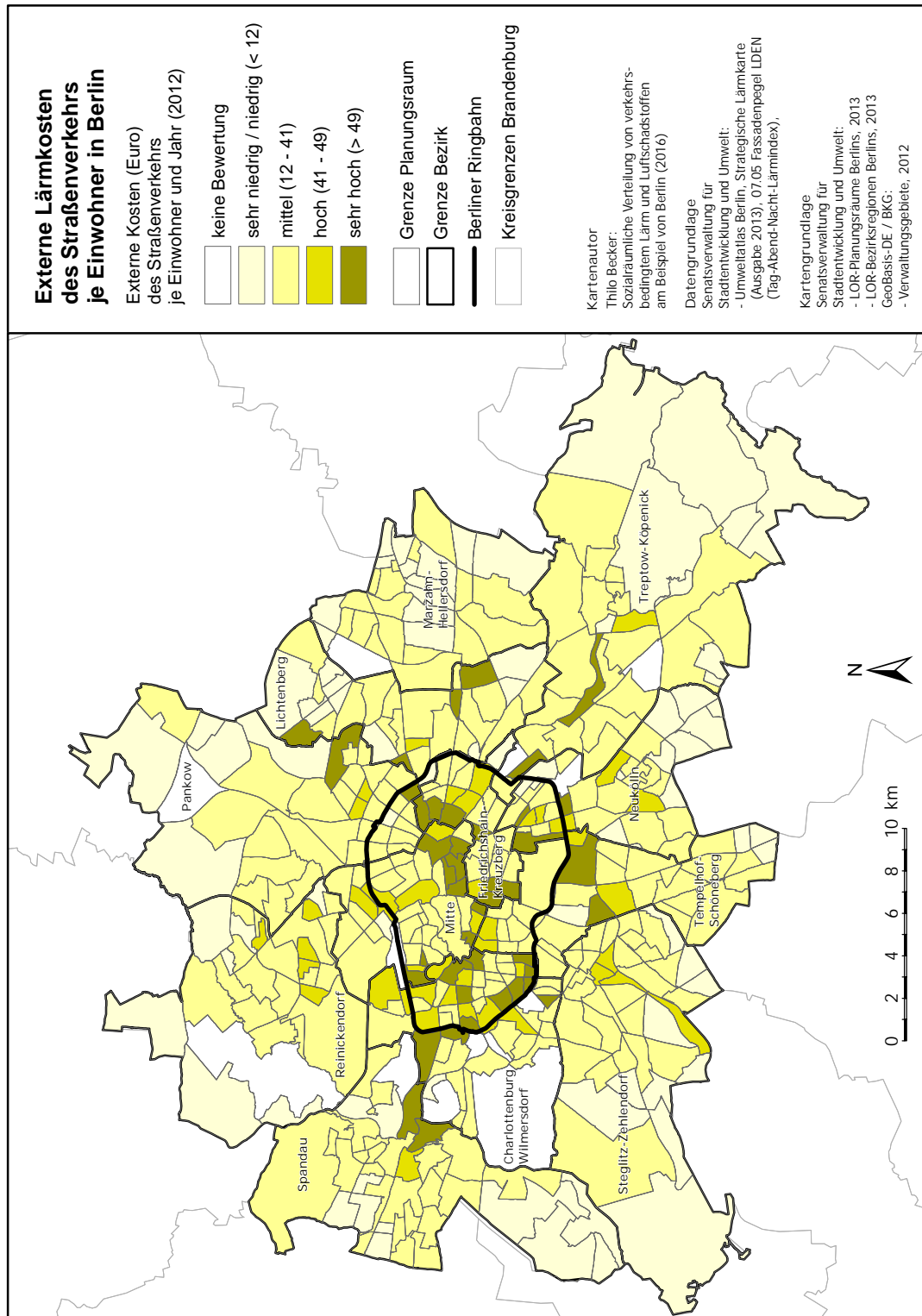


Abbildung A.6: Externe Kosten (Euro) des Straßenlärms je Einwohner und Jahr (2012)

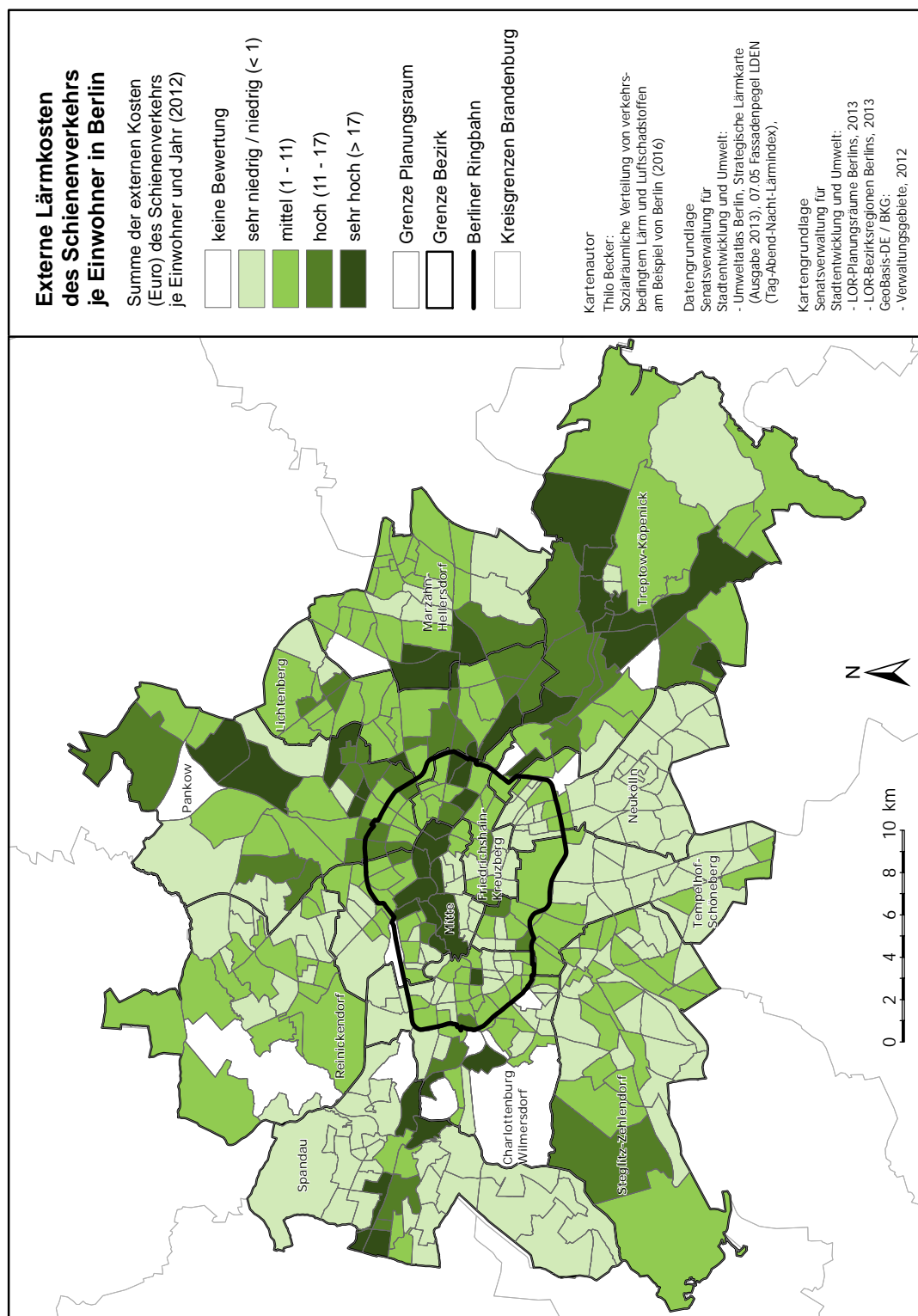


Abbildung A.7: Externe Kosten (Euro) des Schienenlärms je Einwohner und Jahr (2012)

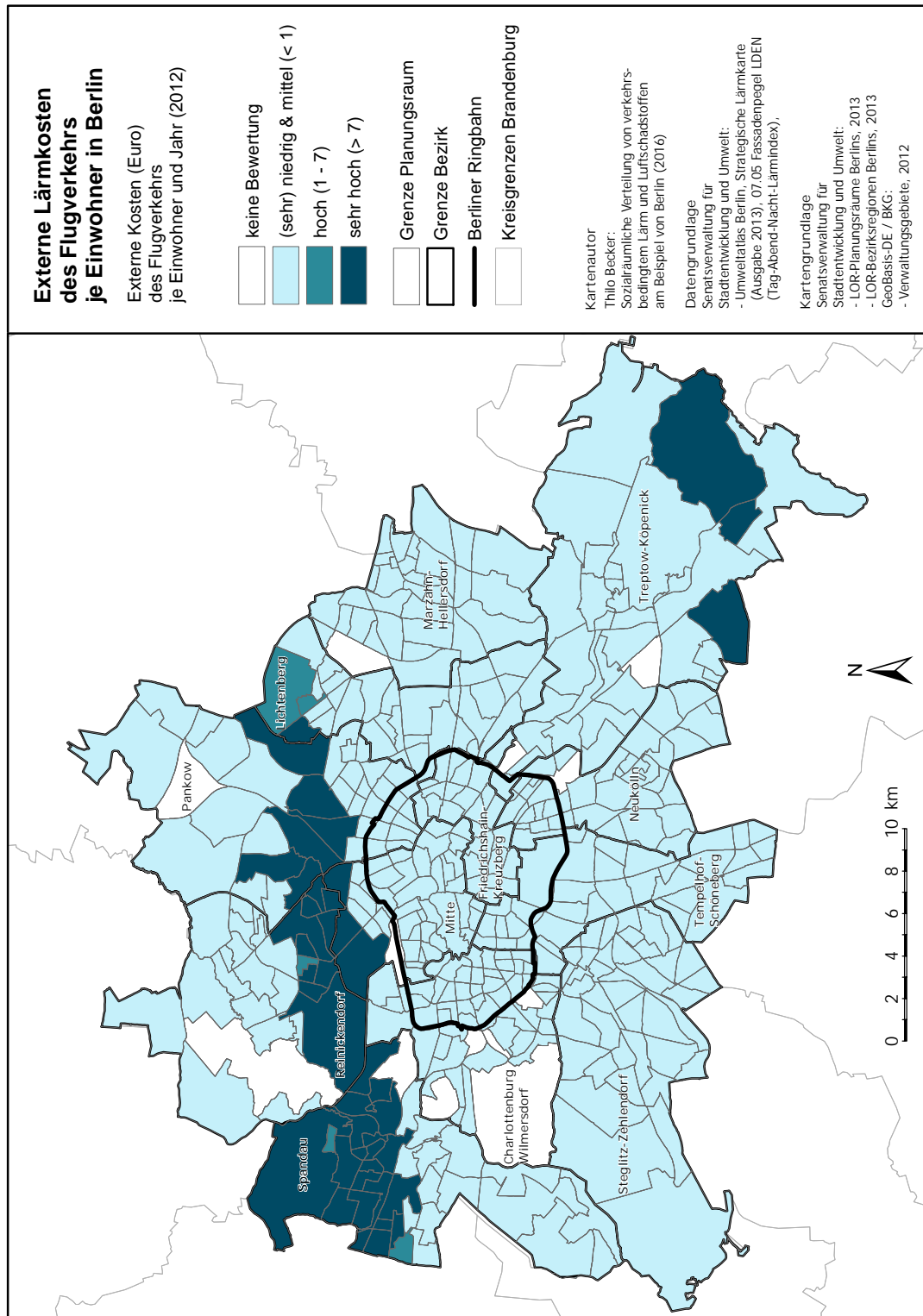


Abbildung A.8: Externe Kosten (Euro) des Fluglärms je Einwohner und Jahr (2012)

A.19 Räumliche Darstellung der externen Luftschadstoffkosten als Summe

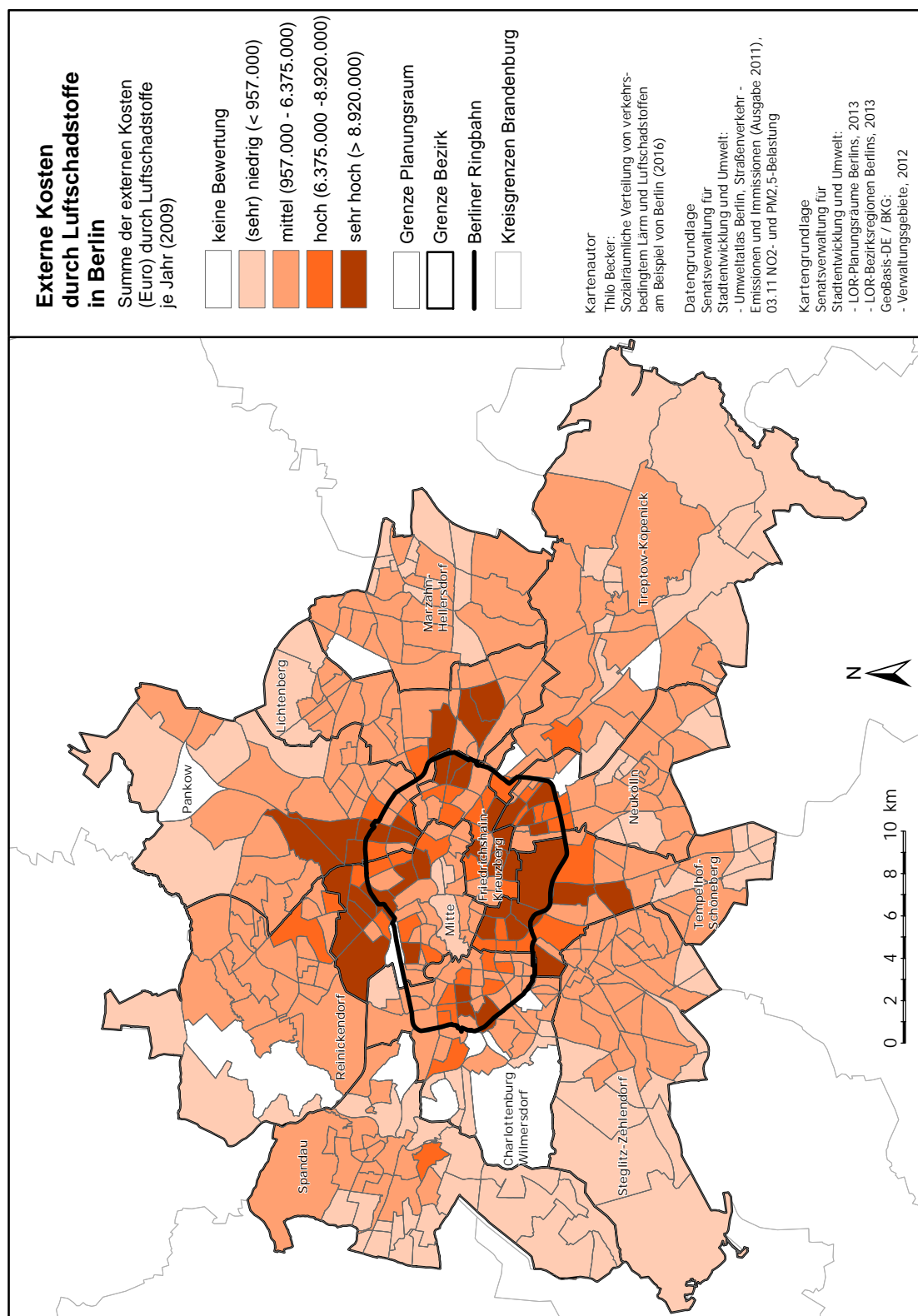


Abbildung A.9: Externe Kosten (Euro) durch Luftschadstoffe (NO₂ und PM_{2,5}) Jahr (2009)

A.20 Räumliche Darstellung der sozio-ökonomischen Struktur

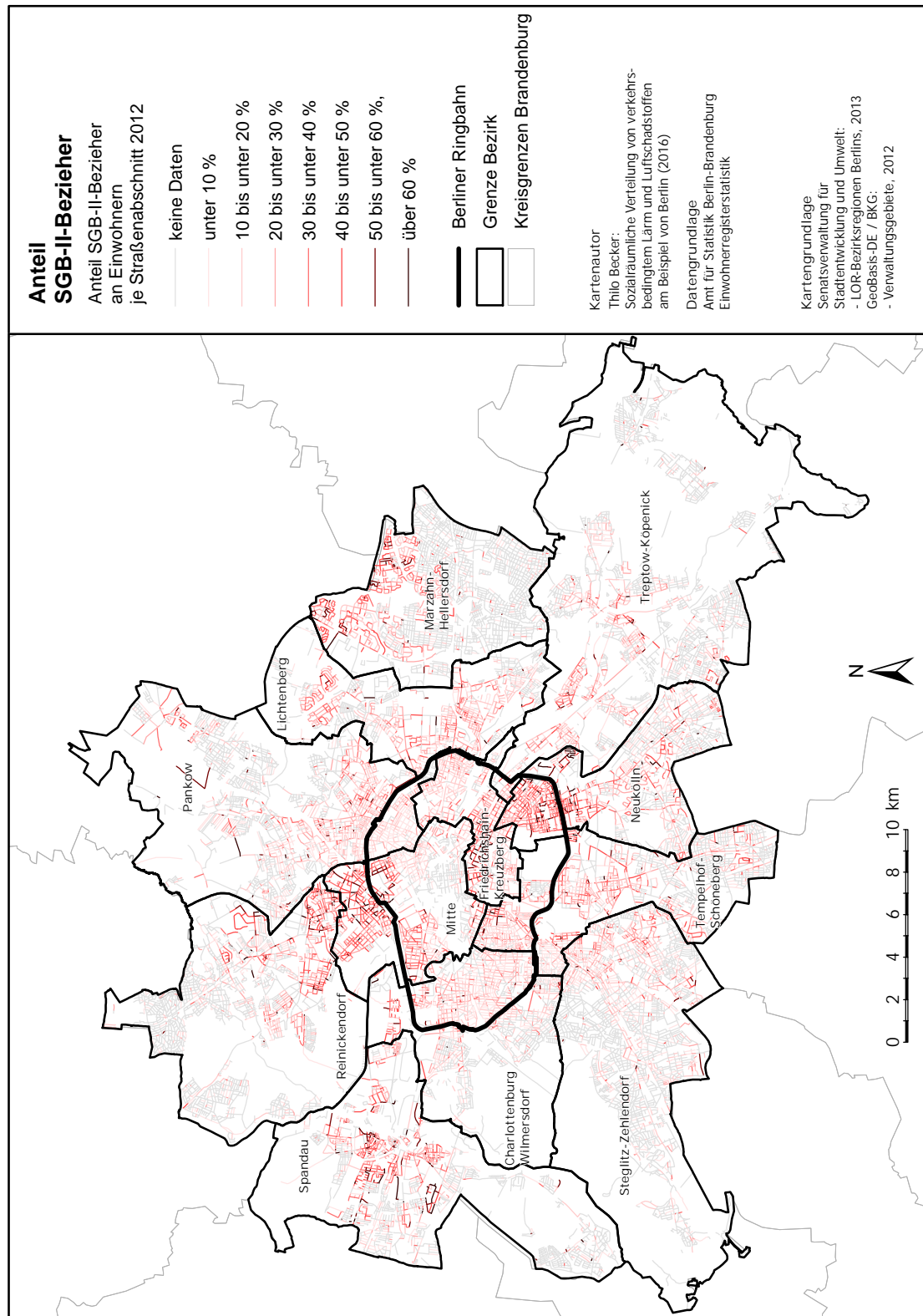


Abbildung A.10: SGB-II-Quote als Anteil der Menschen mit Bezug von Leistungen nach SGB-II an Einwohnern je Straßenabschnitt in Berlin im Jahr 2012

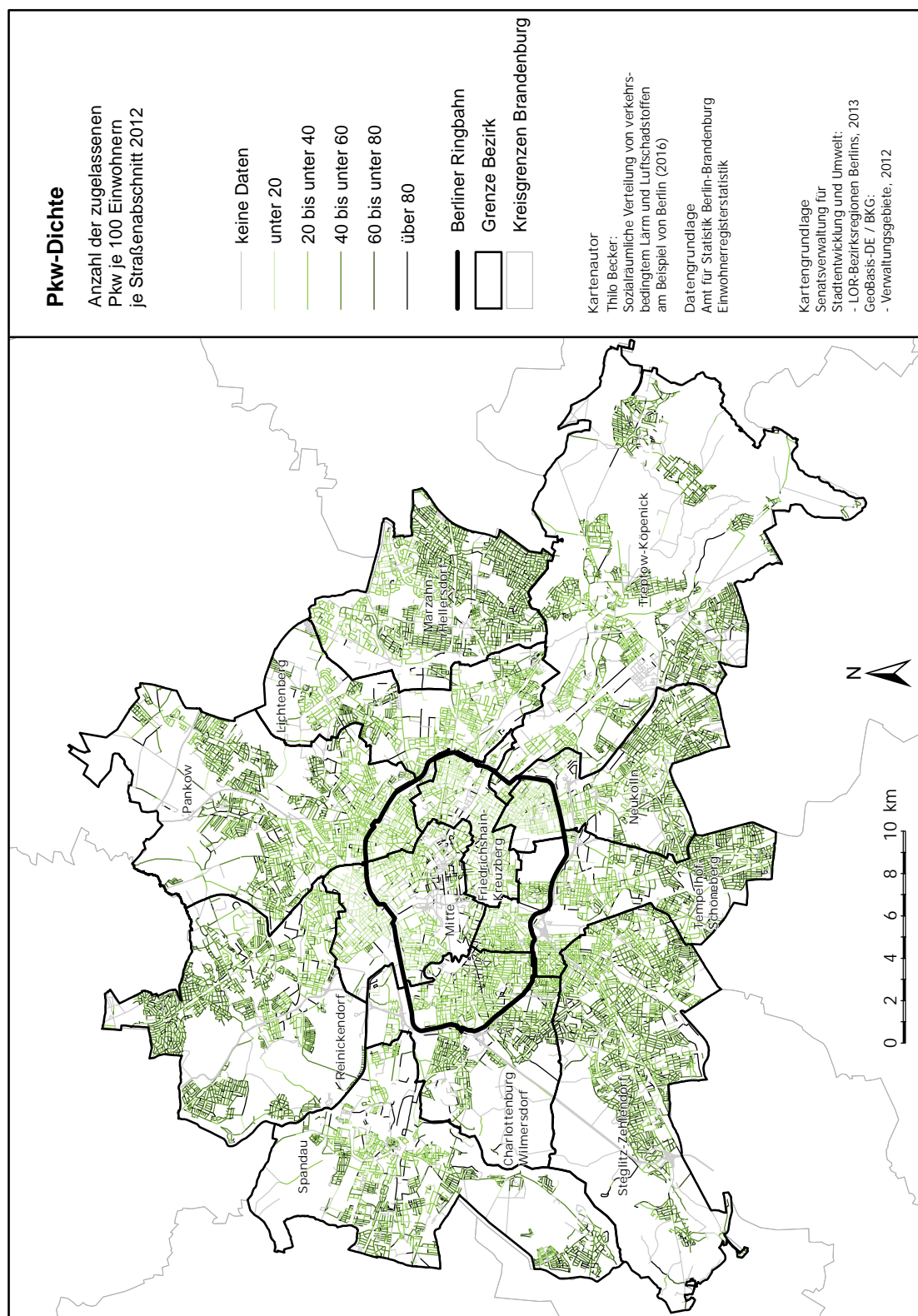


Abbildung A.11: Anzahl der zugelassenen Pkw je 100 Einwohner auf Ebene von Straßenabschnitten in Berlin im Jahr 2012

A.21 Zusammenhänge zwischen Verkehrslärm und Sozialstruktur

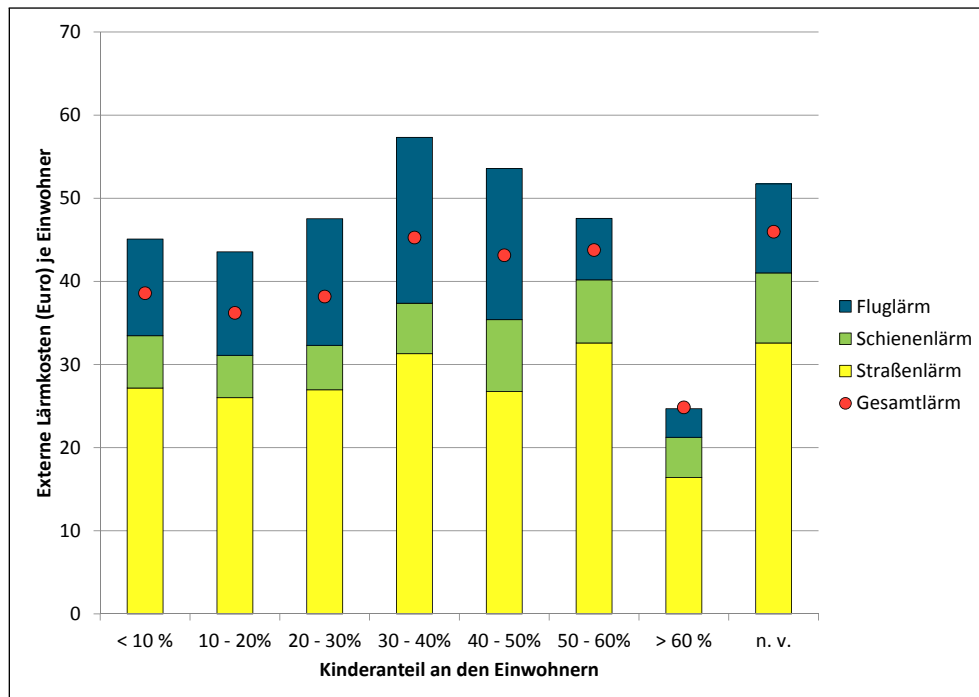


Abbildung A.12: Durchschnittliche externe Kosten (Euro) durch Gesamtlärm je Einwohner und Jahr für Straßenabschnitte nach Anteil an Kindern an den Einwohnern in Berlin

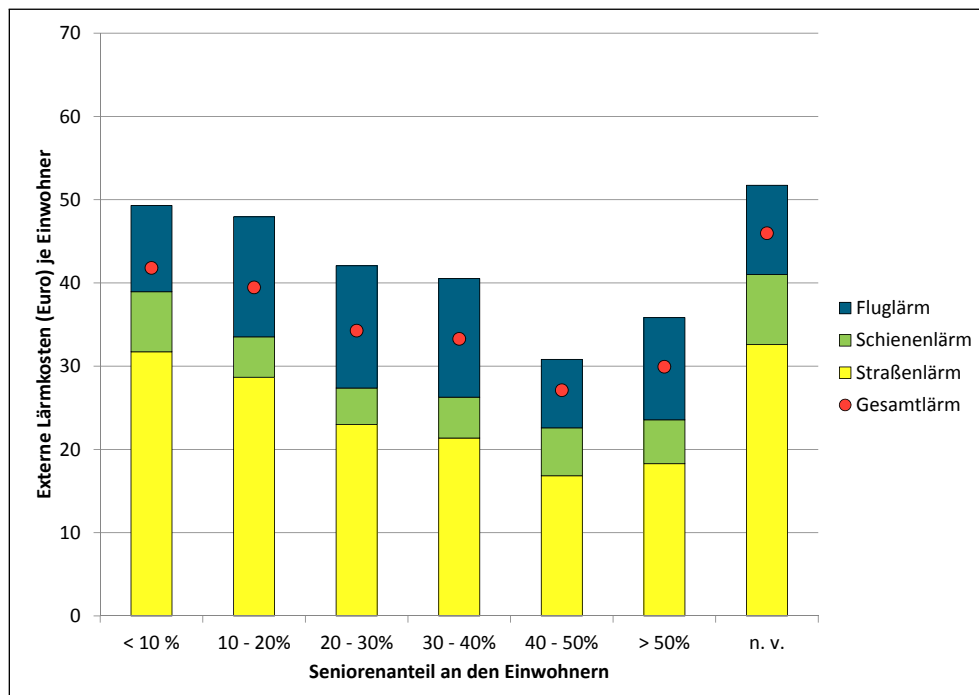


Abbildung A.13: Durchschnittliche externe Kosten (Euro) durch Gesamtlärm je Einwohner und Jahr für Straßenabschnitte nach Anteil an Senioren an den Einwohnern in Berlin

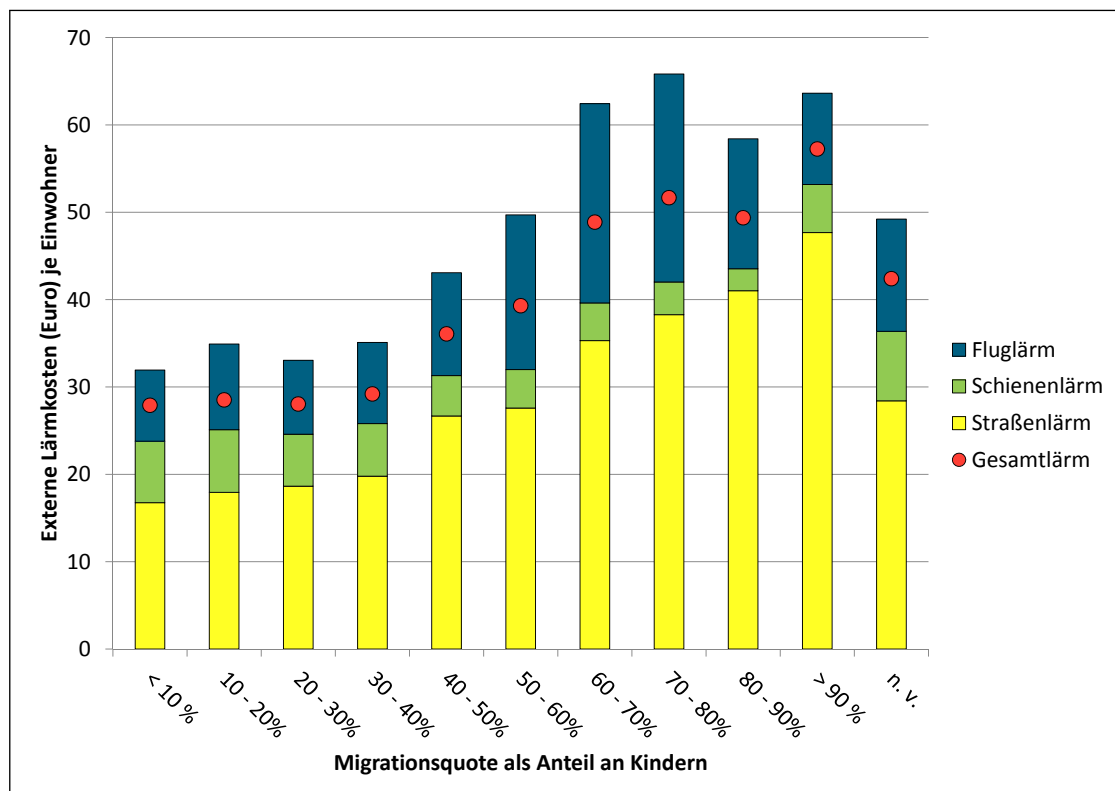


Abbildung A.14: Durchschnittliche externe Kosten (Euro) durch Gesamtlärm je Einwohner und Jahr für Straßenabschnitte nach Anteil an Kindern mit Migrationshintergrund an allen Kindern in Berlin 2012

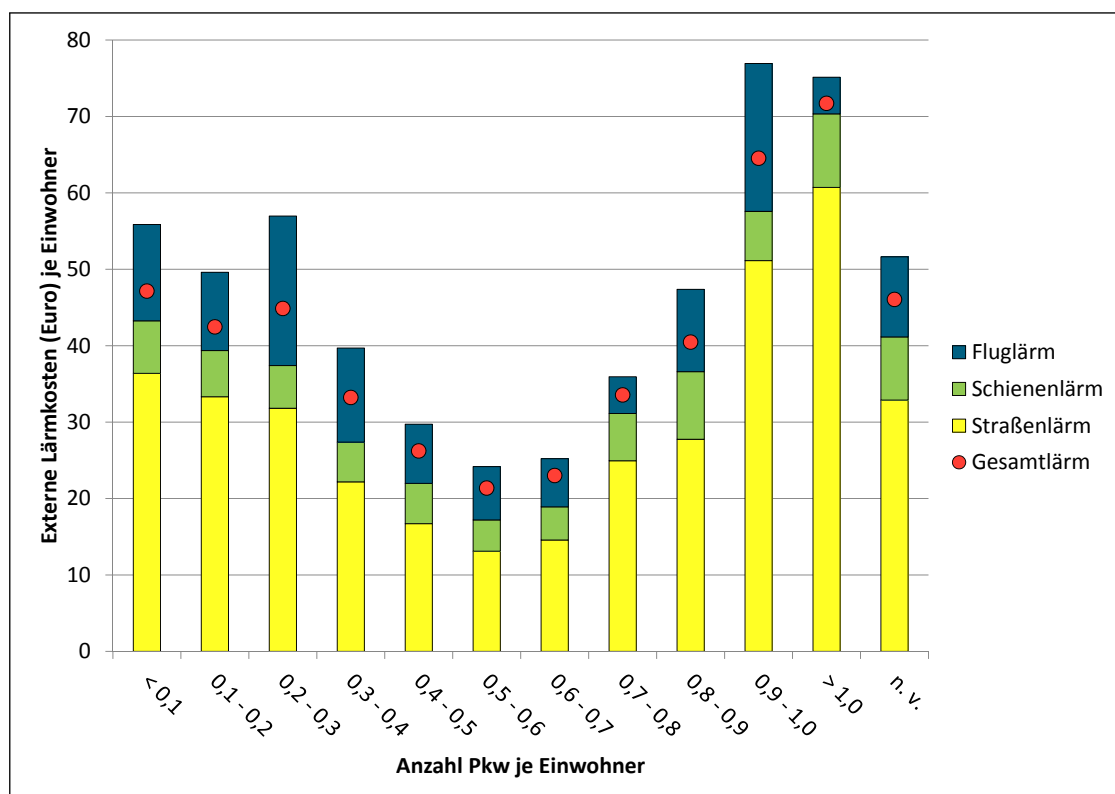


Abbildung A.15: Durchschnittliche externe Kosten (Euro) durch Gesamtlärm je Einwohner und Jahr für Straßenabschnitte mit unterschiedlicher Pkw-Dichte in Berlin 2012

A.22 Zusammenhänge zwischen Luftschadstoffen und Sozialstruktur

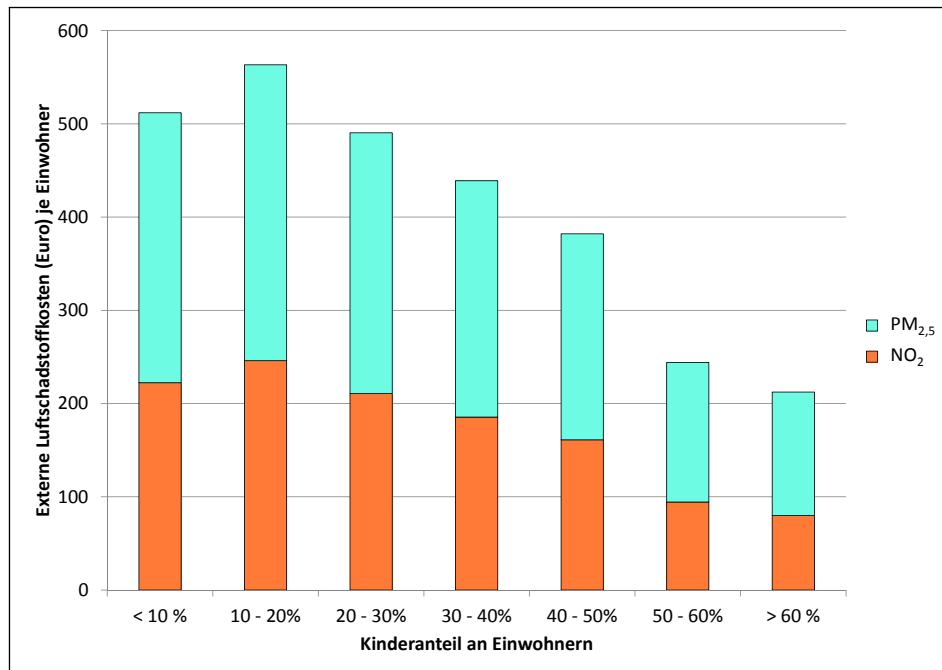


Abbildung A.16: Durchschnittliche externe Kosten (Euro) durch Luftschadstoffe je Einwohner für Straßenabschnitte nach Anteil an Kindern an den Einwohnern in Berlin im Jahr 2009

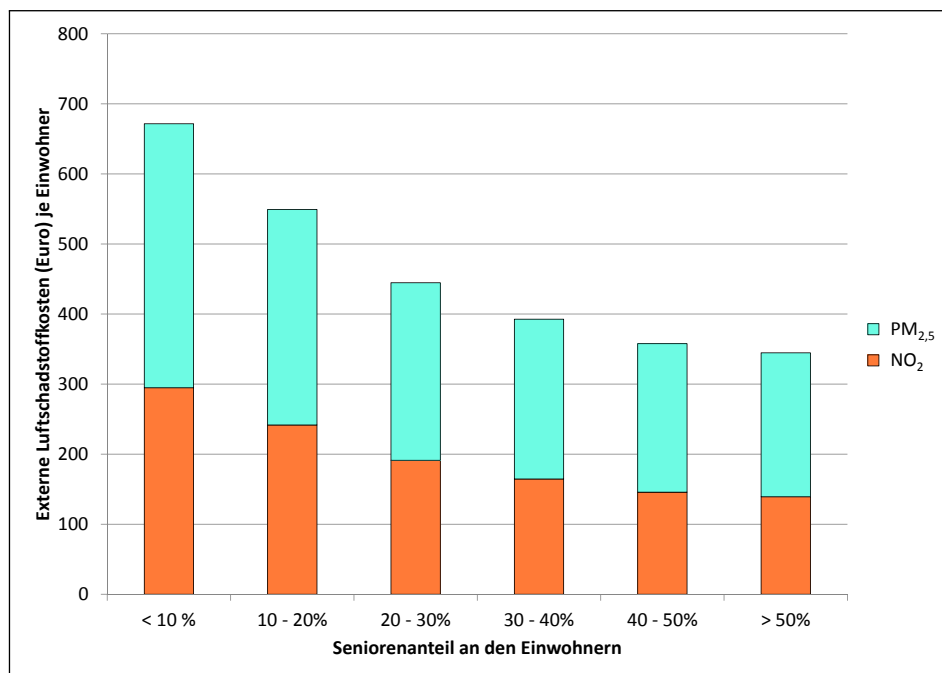


Abbildung A.17: Durchschnittliche externe Kosten (Euro) durch Luftschadstoffe je Einwohner für Straßenabschnitte nach Anteil an Senioren an den Einwohnern in Berlin im Jahr 2009

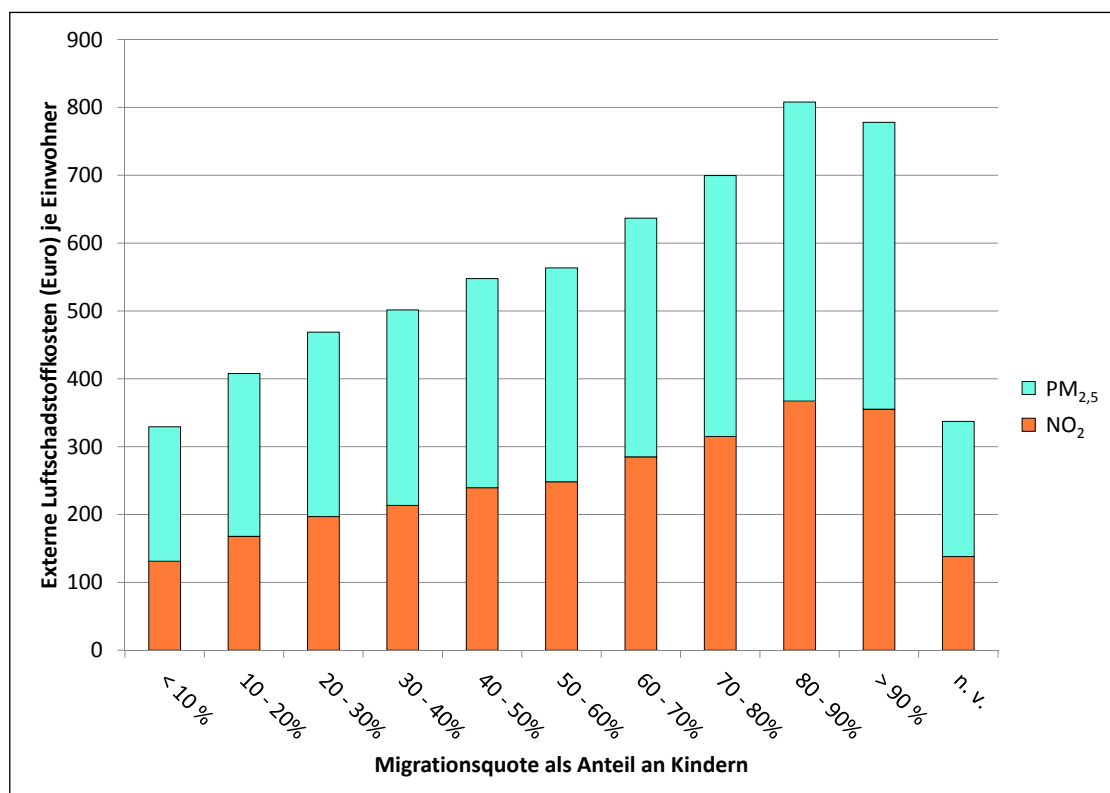


Abbildung A.18: Durchschnittliche externe Kosten (Euro) durch Luftschadstoffe je Einwohner für Straßenabschnitte nach Anteil an Kindern mit Migrationshintergrund an allen Kindern in Berlin im Jahr 2009

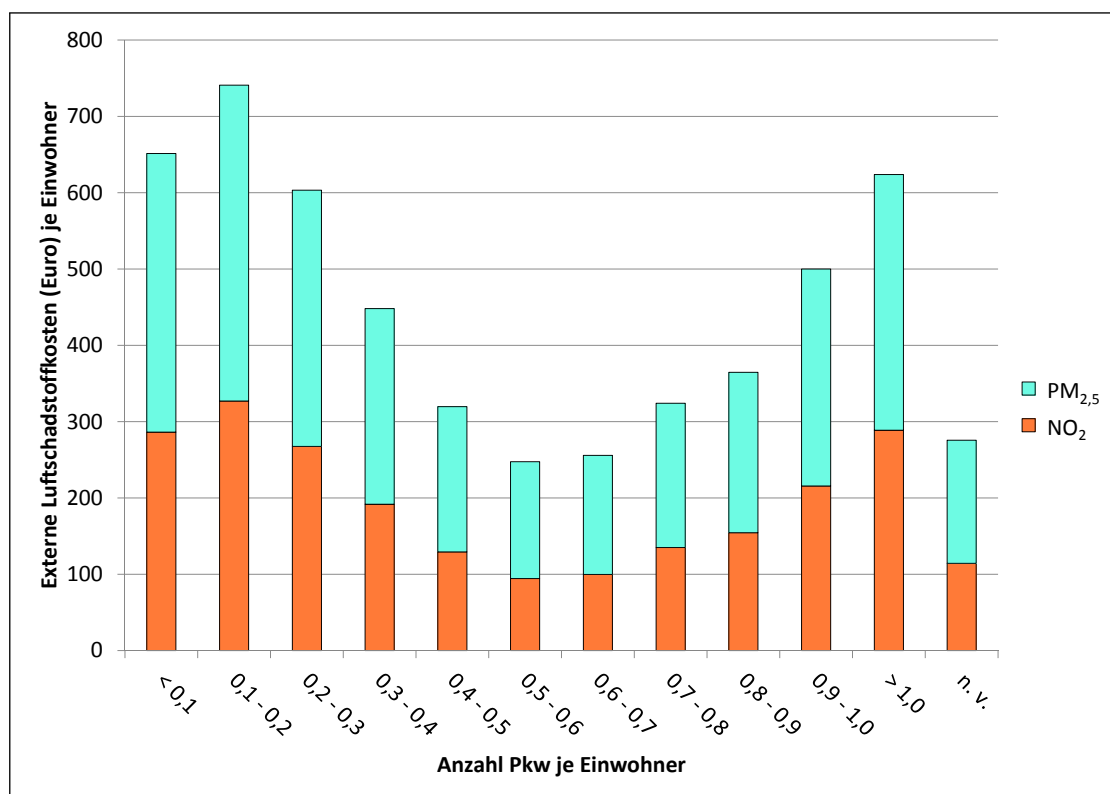


Abbildung A.19: Durchschnittliche externe Kosten (Euro) durch Luftschadstoffe je Einwohner für Straßenabschnitte mit unterschiedlicher Pkw-Dichte in Berlin im Jahr 2009

A.23 Zusammenhänge zwischen Lärmpegel und Sozialstruktur

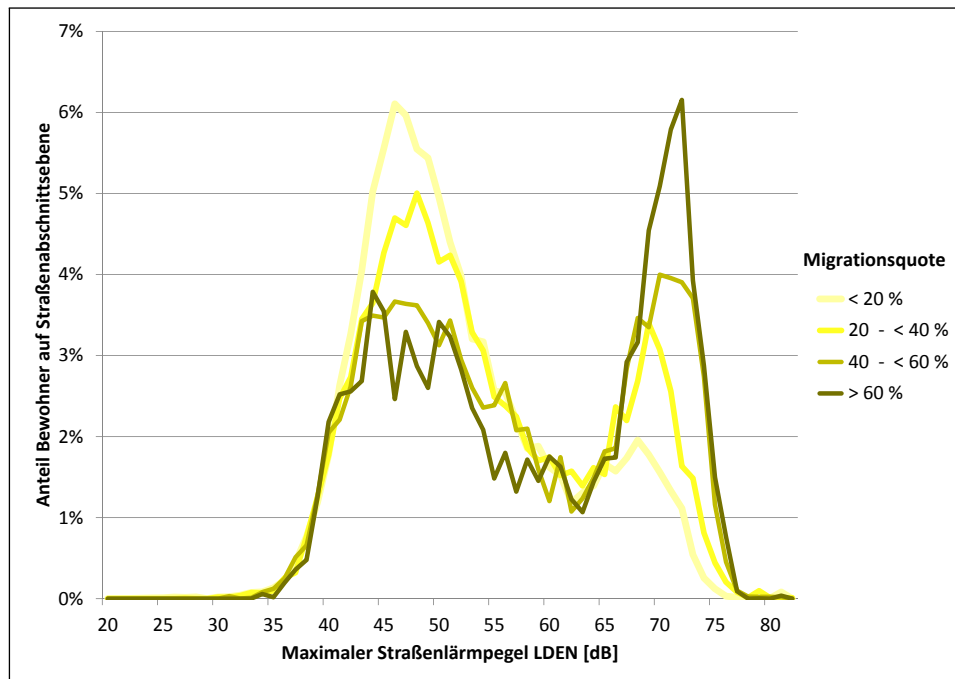


Abbildung A.20: Verteilung der Straßenlärmpiegel auf Bewohner von Straßenabschnitten nach Migrationsquote in Berlin im Jahr 2012

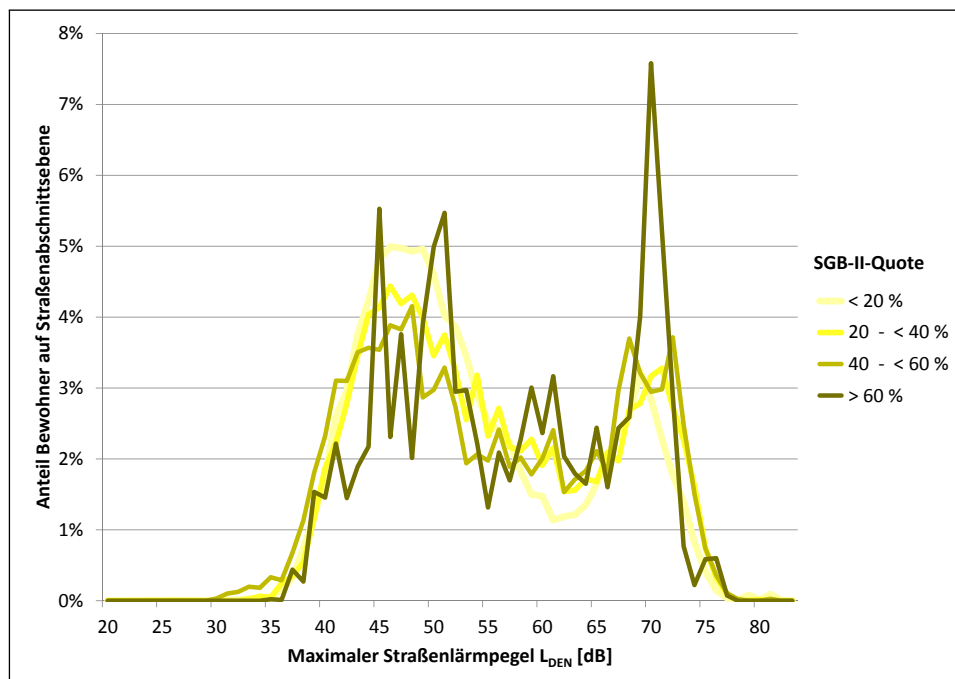


Abbildung A.21: Verteilung der Straßenlärmpiegel auf Bewohner von Straßenabschnitten nach SGB-II-Quote in Berlin im Jahr 2012

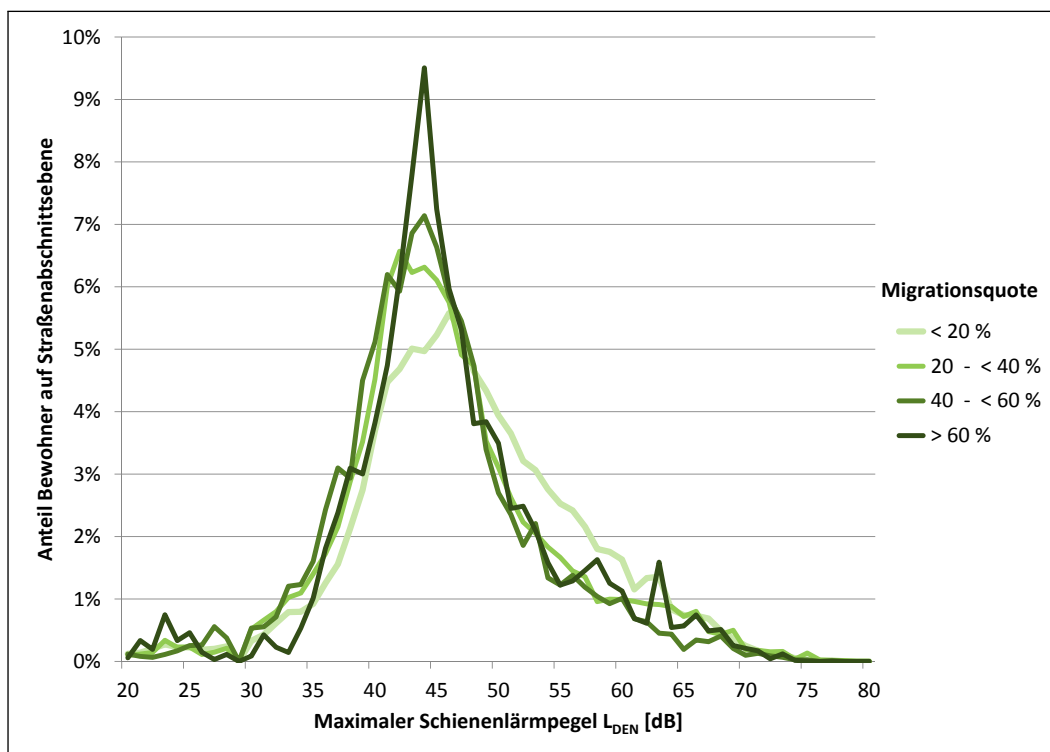


Abbildung A.22: Verteilung der Schienenlärmpegel auf Bewohner von Straßenabschnitten nach Migrationsquote in Berlin im Jahr 2012

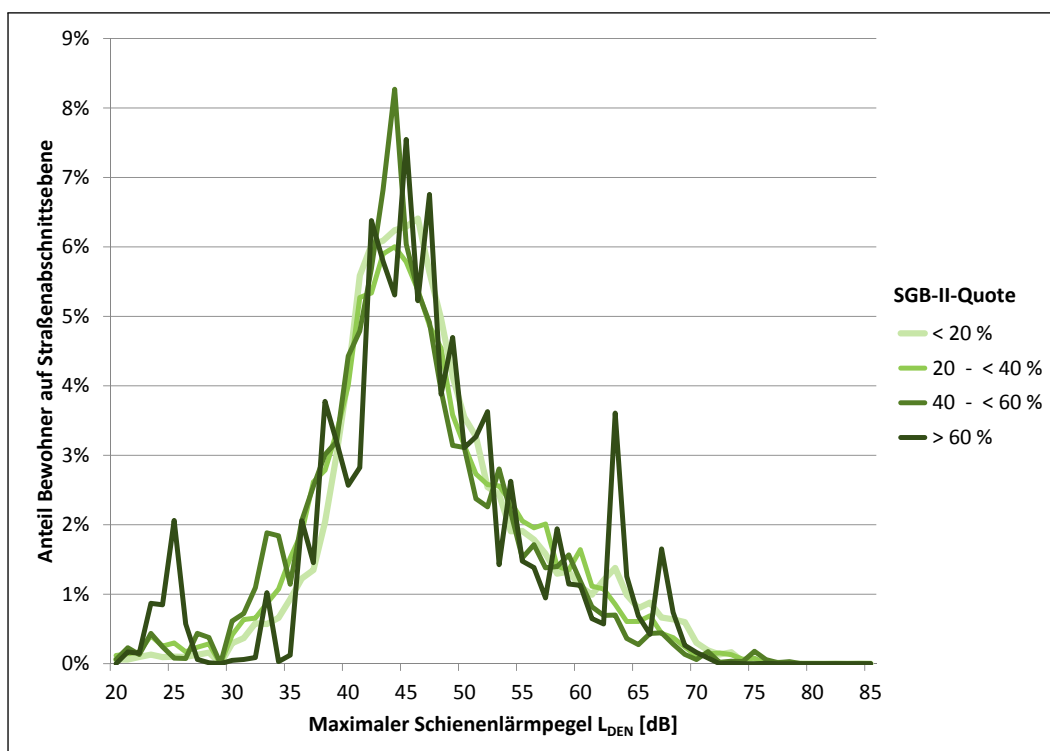


Abbildung A.23: Verteilung der Schienenlärmpegel auf Bewohner von Straßenabschnitten nach SGB-II-Quote in Berlin im Jahr 2012

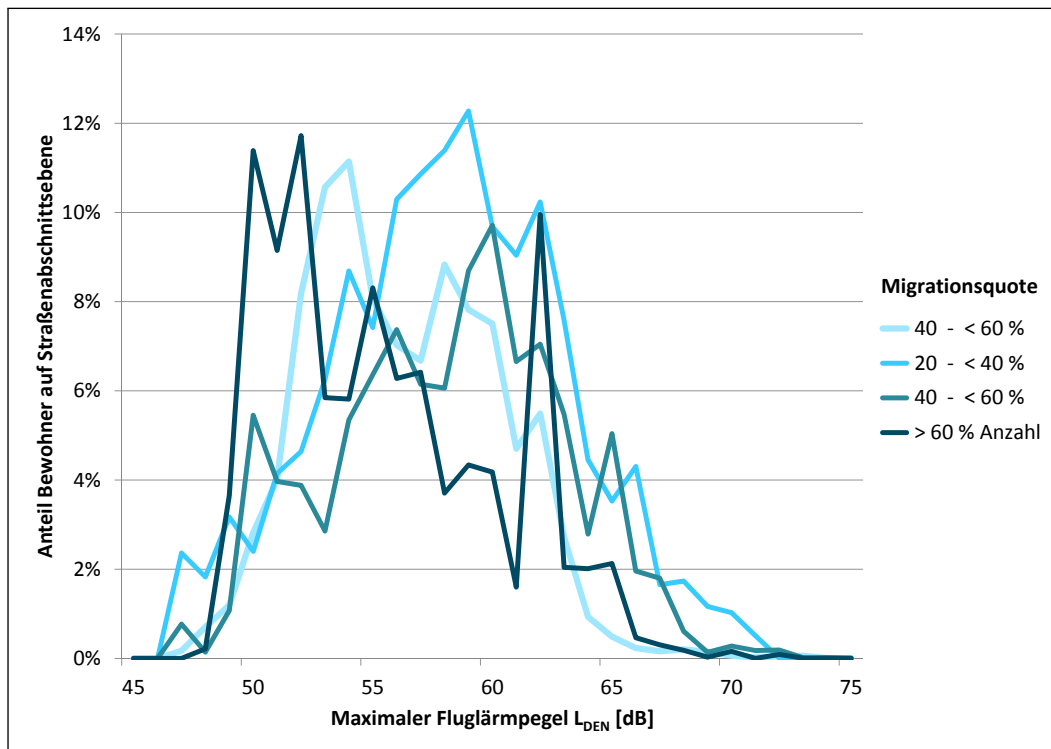


Abbildung A.24: Verteilung der Fluglärmpegel auf Bewohner von Straßenabschnitten nach Migrationsquote in Berlin im Jahr 2012

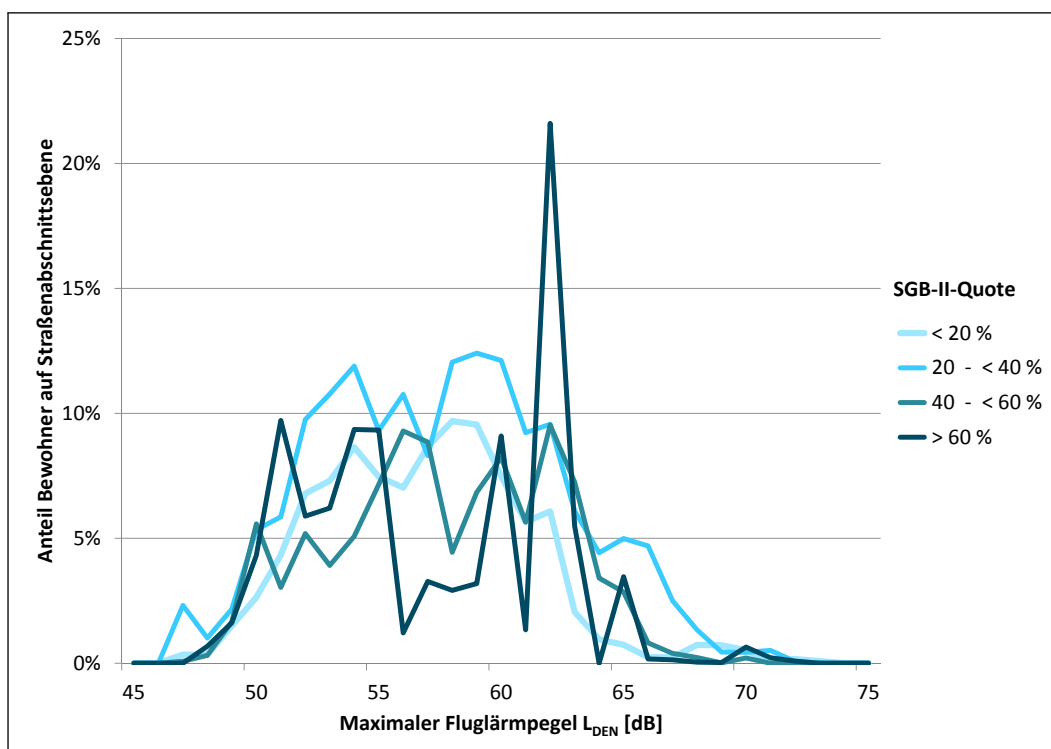


Abbildung A.25: Verteilung der Fluglärmpegel auf Bewohner von Straßenabschnitten nach SGB-II-Quote in Berlin im Jahr 2012

A.24 Zusammenhänge zwischen Luftschadstoffkonzentration und SGB-II-Quote

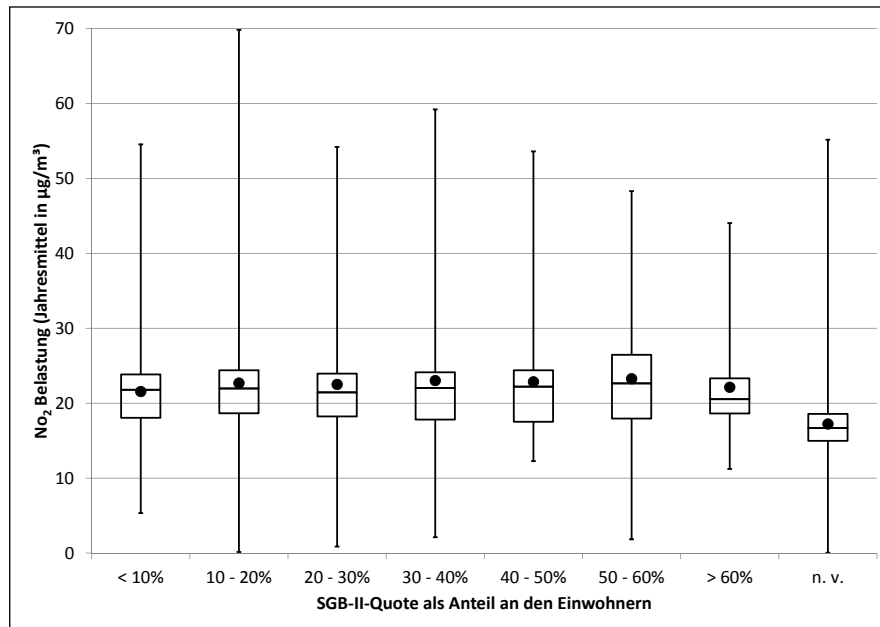


Abbildung A.26: PM_{2,5}-Belastung 2009 nach SGB-II-Quote auf Straßenabschnittsebene in Berlin im Jahr 2012 (Boxplot mit Mittelwert (Punkt), Median, Quartilen sowie Minima und Maxima)

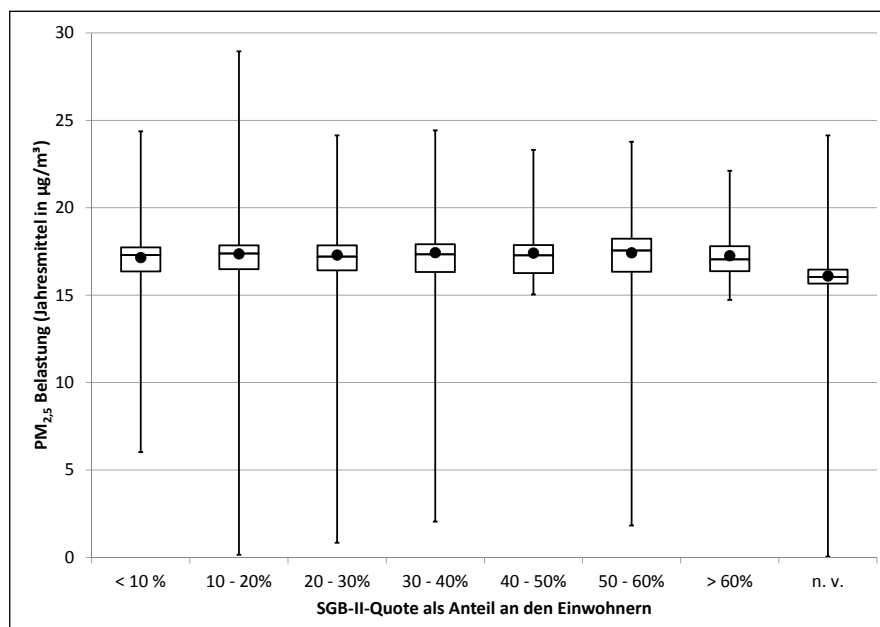


Abbildung A.27: NO₂-Belastung 2009 nach SGB-II-Quote in Berlin im Jahr 2012 (Boxplot mit Mittelwert (Punkt), Median, Quartilen sowie Minima und Maxima)

A.25 Sensitivitätsanalyse Externe Kosten des Gesamtlärms

Tabelle A.24: Szenarienvergleich zur stadtweiten Veränderung der jährlichen externen Kosten (Euro) bei der Sensitivitätsanalyse Gesamtlärm

Szenario	Mittelwert	Median	Summe	Vergleich Basis -Szenario
Basis: Externe Kosten Gesamtlärm	38	6	127.213.676	100 %
55 dB und 25 % der Gebäudebewohner	39	6	132.116.382	104 %
60 dB und 25 % der Gebäudebewohner	45	17	152.408.772	120 %
60 dB und 25 % plus 55 dB und 50 % der Gebäudebewohner	49	24	164.115.920	129 %

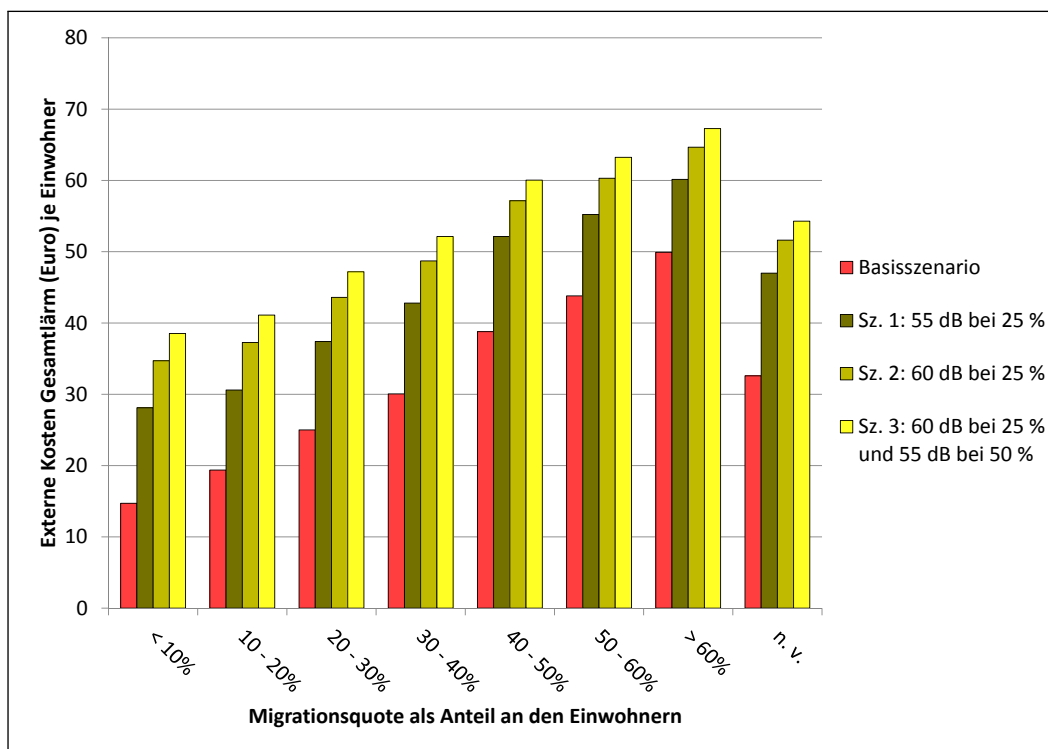


Abbildung A.28: Externe Gesamtlärmkosten (Euro) je Einwohner und Jahr nach Migrationsquote auf Straßenabschnittsebene für Basisfall und Szenarien der Sensitivitätsrechnung

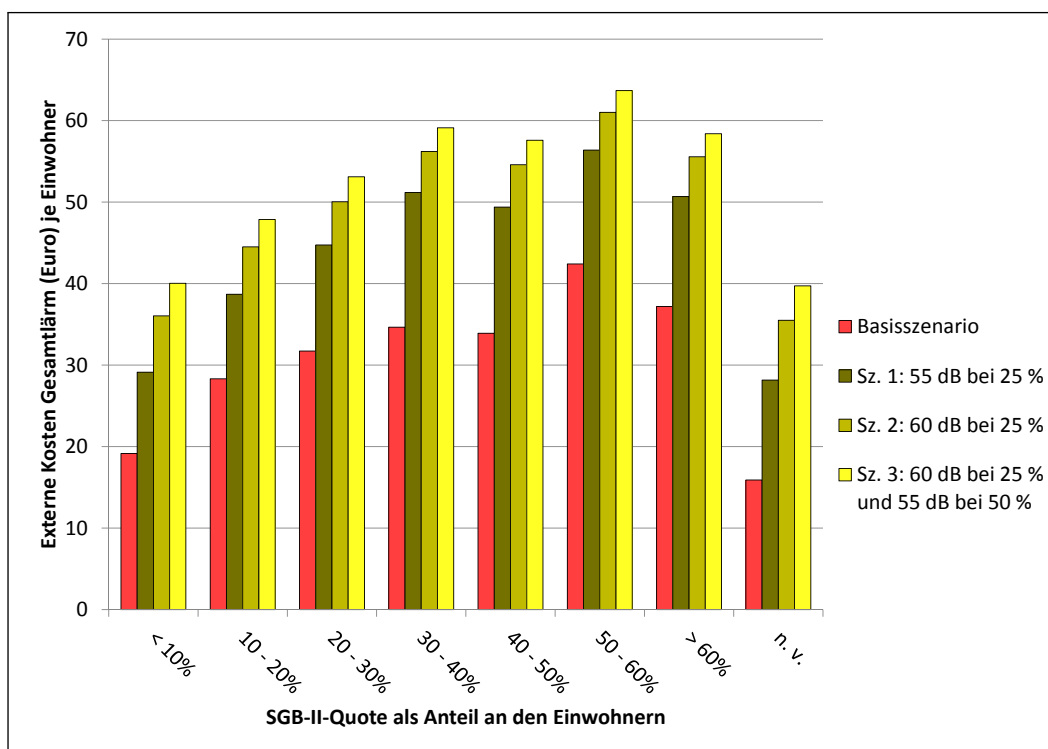


Abbildung A.29: Externe Gesamtlärmkosten (Euro) je Einwohner und Jahr nach SGB-II-Quote auf Straßenabschnittsebene für Basisfall und Szenarien der Sensitivitätsrechnung

A.26 Korrelationskoeffizienten bei korrigierter Lärmbelastung

Tabelle A.26: Rangkorrelationskoeffizienten r_s zwischen maximalen Gesamtlärmpegeln auf Gebäudeebene 2012 und sozio-ökonomischen Parametern als Vergleich zwischen unterschiedlichen Pegelkorrekturverfahren. Signifikanzniveau (zweiseitig) immer $p < 0,01$.

Korrekturverfahren	Original	Fehlend				Konstante			
		unter 45	unter 50	unter 55	unter 60	unter 45	unter 50	unter 55	unter 60
Pegelgrenze (dB)									
Migrationsquote	0,146	0,168	0,215	0,260	0,263	0,146	0,152	0,168	0,193
SGB-II-Quote	0,101	0,124	0,122	0,074	0,012	0,101	0,107	0,117	0,113
Pkw je Einwohner	-0,125	-0,145	-0,195	-0,214	-0,215	-0,124	-0,129	-0,147	-0,162
Kinderanteil (< 18 Jahre)	-0,024	-0,010	0,009	0,016	0,002	-0,024	-0,020	-0,013	0,000
Seniorenanteil (> 65 Jahre)	-0,053	-0,061	-0,114	-0,172	-0,222	-0,052	-0,055	-0,067	-0,087
Migrationsquote nach HDI (Herkunft) gewichtet	0,152	0,174	0,209	0,235	0,218	0,152	0,158	0,172	0,192
Migrationsquote Kinder (< 18 Jahre)	0,144	0,162	0,193	0,220	0,204	0,144	0,149	0,161	0,179
Migrationsquote ehem. Sowjetunion	0,158	0,169	0,163	0,131	0,054	0,158	0,161	0,167	0,167
Migrationsquote Türkei	0,070	0,094	0,144	0,196	0,202	0,070	0,075	0,092	0,117
Migrationsquote Polen	0,100	0,125	0,162	0,200	0,207	0,100	0,106	0,120	0,139
Migrationsquote Vietnam	0,105	0,090	0,107	0,154	0,173	0,105	0,102	0,101	0,112
Migrationsquote Arabischen Ländern	0,101	0,121	0,168	0,222	0,235	0,101	0,105	0,120	0,145
Migrationsquote Islamischen Ländern	0,094	0,118	0,164	0,208	0,204	0,094	0,099	0,116	0,140
Minimum	2.788.497	2.657.548	2.148.929	1.560.320	1.101.742		2.788.497		
Grundgesamtheit									
Maximum	3.314.485	3.147.571	2.517.887	1.775.703	1.219.950		3.314.485		
Grundgesamtheit									

@

A.27 Korrelation auf der Ebene von Bezirken bei korrigierter Lärmbelastung

Tabelle A.27: Rangkorrelationskoeffizienten r_s zwischen maximalen Lärmpegeln auf Gebäudeebene 2012 und Migrationsquote auf der Ebene von Bezirken. Pegel unter 50 dB korrigiert. Signifikanzniveau (zweiseitig) immer $p < 0,01$.

	Straßenlärm, Werte unter 50 dB auf 50 dB korrigiert	Straßenlärm, Werte unter 50 dB als fehlend deklariert	Gesamtlärm, Werte unter 50 dB auf 50 dB korrigiert	Gesamtlärm, Werte unter 50 dB als fehlend deklariert	N Bewohner von Gesamtlärm (bei „fehlend“)	Standard- abweichung Migrations- quote
Mitte	0,113	0,226	0,055	0,092	182.135	18,4 %
Friedrichshain- Kreuzberg	0,083	0,141	0,014	0,110	156.061	20,0 %
Pankow	0,076	0,210	0,022	0,150	203.392	9,7 %
Charlottenburg- Wilmerdorf	0,273	0,292	0,267	0,297	233.646	14,5 %
Spandau	0,193	0,157	0,315	0,259	101.890	17,5 %
Steglitz-Zehlendorf	0,264	0,236	0,244	0,228	151.579	13,5 %
Tempelhof-Schöneberg	0,332	0,367	0,351	0,395	205.917	17,1 %
Neukölln	0,170	0,330	0,226	0,303	167.361	20,4 %
Treptow-Köpenick	0,191	0,228	0,087	0,156	118.759	9,2 %
Marzahn-Hellersdorf	0,215	0,132	0,215	0,186	131.811	10,2 %
Lichtenberg	0,258	0,204	0,230	0,197	126.779	12,5 %
Reinickendorf	0,301	0,279	0,436	0,383	126.548	16,9 %
Berlin Gesamt	0,200	0,245	0,152	0,215	1.905.915	19,5 %

Tabelle A.28: Rangkorrelationskoeffizienten r_s zwischen maximalen Lärmpegeln auf Gebäudeebene 2012 und SGB-II-Quote auf der Ebene von Bezirken. Pegel unter 50 dB korrigiert. Signifikanzniveau (zweiseitig) immer $p < 0,01$.

	Straßenlärm, Werte unter 50 dB auf 50 dB korrigiert	Straßenlärm, Werte unter 50 dB als fehlend deklariert	Gesamtlärm, Werte unter 50 dB auf 50 dB korrigiert	Gesamtlärm, Werte unter 50 dB als fehlend deklariert	N Bewohner von Gesamtlärm (bei „fehlend“)	Standard- abweichung SGB-II- Quote
Mitte	0,052	0,126	0,062	0,072	173.931	15,8 %
Friedrichshain- Kreuzberg	0,115	0,104	0,081	0,071	153.538	15,8 %
Pankow	0,225	0,104	0,187	0,131	177.686	9,8 %
Charlottenburg- Wilmerdorf	0,215	0,170	0,187	0,172	206.221	10,2 %
Spandau	0,099	0,072	0,166	0,205	86.402	17,5 %
Steglitz-Zehlendorf	0,175	0,221	0,169	0,186	110.355	10,3 %
Tempelhof-Schöneberg	0,195	0,254	0,213	0,263	184.703	13,4 %
Neukölln	0,138	0,228	0,200	0,191	150.823	15,3 %
Treptow-Köpenick	0,179	0,244	0,107	0,158	95.313	11,4 %
Marzahn-Hellersdorf	0,055	0,046	0,031	0,068	106.072	13,9 %
Lichtenberg	0,189	0,133	0,171	0,117	118.464	11,8 %
Reinickendorf	0,166	0,192	0,192	0,267	104.513	15,4 %
Berlin Gesamt	0,098	0,120	0,107	0,122	1.668.058	14,9 %

A.28 Luftschadstoffbelastung im Jahresvergleich

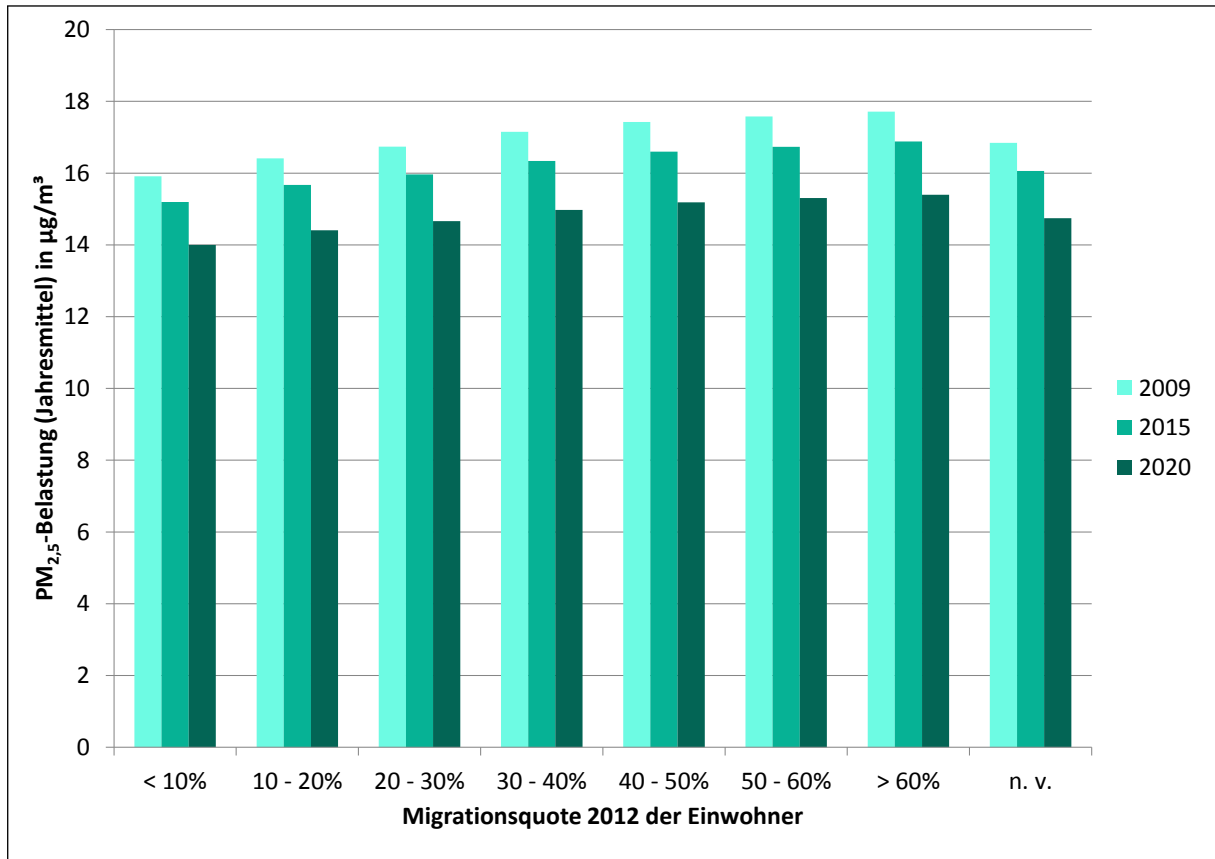


Abbildung A.30: Mittlere PM_{2,5}-Belastung (µg/m³) nach Migrationsquote 2012 auf Straßenabschnittsebene im Jahresvergleich in Berlin